



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES CUAUTITLÁN

PROCESOS BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS PELIGROSOS (BETEX)

TESIS PROFESIONAL

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

INGENIERO QUÍMICO

PRESENTA

JESÚS FIDEL GONZÁLEZ SÁNCHEZ

ASESORA: DRA. GEORGINA FERNÁNDEZ VILLAGÓMEZ



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES CUAUTITLÁN
UNIDAD DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
DEPARTAMENTO DE EXÁMENES PROFESIONALES

DRA. SUEMI RODRÍGUEZ ROMO
DIRECTORA DE LA FES CUAUTITLÁN
PRESENTE

U. N. A. M.
FACULTAD DE ESTUDIOS
SUPERIORES CUAUTITLÁN
ASUNTO: VOTO APROBATORIO



ATN: L.A. ARACELI HERRERA HERNÁNDEZ
Jefa del Departamento de Exámenes
Profesionales de la FES Cuautitlán.

Con base en el Reglamento General de Exámenes, y la Dirección de la Facultad, nos permitimos a comunicar a usted que revisamos el: Trabajo de Tesis

Procesos biológicos para el tratamiento de Residuos peligrosos (BETEX)

Que presenta el pasante: Jesús Fidel González Sánchez
Con número de cuenta: 306268892 para obtener el Título de: Ingeniero Químico

Considerando que dicho trabajo reúne los requisitos necesarios para ser discutido en el EXAMEN PROFESIONAL correspondiente, otorgamos nuestro VOTO APROBATORIO.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU"
Cuautitlán Izcalli, Méx. a 07 de octubre de 2013.

PROFESORES QUE INTEGRAN EL JURADO

	NOMBRE	FIRMA
PRESIDENTE	Dra. Georgina Fernández Villagómez	
VOCAL	IA. Ana Maria Soto Bautista	
SECRETARIO	M. en I. Julio Cesar Morales Mejía	
1er. SUPLENTE	M. en I. Ángel Raygoza Trejo	
2do. SUPLENTE	IQ. Raúl Gómez Gómez Tagle	

NOTA: los sinodales suplentes están obligados a presentarse el día y hora del Examen Profesional (art. 127).

HHA/íac

DEDICATORIAS

Principalmente a Dios quién ha guiado siempre mis pasos, para así poder cumplir mis metas y mis objetivos.

A mis padres Ma. Guadalupe Sánchez y Fidel González por acompañarme a lo largo de mi vida, brindándome el apoyo necesario.

A mi asesora, por la confianza, el apoyo y la paciencia brindada durante mi proceso de titulación.

A mis hermanos y a mi familia que han compartido buenos y malos momentos conmigo.

A mis sinodales por dedicarle tiempo a mí trabajo y poder concluir esta gran meta

A mis amigos de la facultad, principalmente a Carlos y César por su ayuda durante mis estudios

Cuando quieres algo, todo el universo conspira

Para que realices tu deseo.

Paulo Coelho

ÍNDICE

Índice de figuras.....	1
Índice de tablas.....	2
Lista de acrónimos	3
Resumen.....	4
Introducción.....	5
Objetivos.....	7
I. Marco teórico.....	8
II. BETEX (Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xileno).....	10
2.1 Origen.....	10
2.2 Exposición y afectación a la salud.....	11
2.3 Legislación.....	12
2.3.1 Mexicana.....	12
2.3.2 Estados Unidos de América.....	19
III. Procesos Biológicos.....	23
3.1 Organismos más importantes que intervienen en los sistemas de tratamiento biológico.	24
3.2 Transformaciones que tienen lugar en los tratamientos biológicos...	25
3.2.1 Organismos heterótrofos.....	28
3.2.2 Organismos autótrofos.....	29
3.3 Cinética de las reacciones de los organismos.....	30
3.3.1 Parámetros y variables.....	31
3.3.2 Ecuaciones cinéticas.....	33
3.3.2.1 Cinética del crecimiento biológico.....	34
3.3.2.2 Velocidad de utilización de sustrato.....	35
3.3.3 Valores medios de los parámetros cinéticos.....	35
IV. Tratamientos biológicos utilizados para los residuos generados por el grupo BETEX.....	37

4.1	Procesos biológicos de cultivo en suspensión.....	37
4.1.1	Tipos de reactores en los procesos biológicos de cultivo en suspensión.....	39
4.1.2	Balance de sustrato en los procesos biológicos de cultivo en suspensión.....	40
4.1.3	Crecimiento celular.....	41
4.1.4	Lodos activados.....	43
4.1.4.1	Estructura y dinámica de las poblaciones bacterianas.....	45
4.1.4.2	Factores y parámetros fundamentales del proceso	47
4.1.5	Lagunas aireadas.....	48
4.1.5.1	Factores y parámetros fundamentales del proceso	49
4.1.5.2	Tipos de aireadores.....	51
4.1.5.3	Ecuaciones para el diseño.....	52
4.1.5.4	Crecimiento de biomasa.....	53
4.1.5.5	Estimación de la temperatura.....	54
4.2	Procesos biológicos de soporte sólido.....	55
4.2.1	Filtros Percoladores.....	56
4.2.1.1	Influencia de la temperatura.....	57
4.3	Contactores biológicos rotativos.....	58
4.4	Biofiltros.....	59
4.4.1	Biofiltro de aire de lecho de goteo controlado.....	63
4.4.2	Filtro de composta-carbón activado para flujos de aire.....	65
4.4.3	Biofiltración de BETEX por el hongo <i>Paecilomyces variotii</i>	67
4.5	Fitorremediación.....	69
4.5.1	Eliminación de BETEX con el organismo <i>Canna x</i>	69
<i>Generalis</i>		
4.6	Biorremediación.....	74
4.6.1	Barrera reactiva permeable y la tecnología de inmovilización de BETEX en agua subterránea contaminada...	74

4.7 Biodegradación.....	74
4.7.1 Reactor de Biopelículas.....	74
4.7.2 Consorcio microbiano aclimatado a la gasolina sin plomo..	72
4.7.3 Eliminación de BETEX por bacterias de los efluentes de la refinería de petróleo.....	78
4.8 Comparación entre los procesos biológicos y las eficiencias de remoción de BETEX.....	80
Conclusiones.....	83
Referencias.....	84
Anexo.....	94

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
2.1 Número de empresas que manejan residuos peligrosos, registradas en el periodo 2004-2009. _____	17
2.2 Generación de residuos peligrosos por sector industrial. _____	20
3.1 Organismos más importantes en los residuos peligrosos. _____	26
3.2 Transformaciones biológicas en plantas de tratamiento de aguas residuales. _____	28
3.3 Metabolismo bacteriano heterótrofo. _____	29
3.4 Metabolismo bacteriano autótrofo. _____	30
3.5 Parámetros y variables del metabolismo bacteriano heterótrofo. _____	31
4.1 Reactor continuo de mezcla completa (CSTR). _____	40
4.2 Variación de la concentración de sustrato y de microorganismos a lo largo de un reactor de flujo pistón. _____	42
4.3 Esquema del proceso de lodos activados. _____	44
4.4 Variación de la DQO y la DBO totales del tratamiento de BETEX con sistema de lodos activados. _____	48
4.5 Variación de la DQO a la entrada y a la salida de las lagunas aireadas para el tratamiento de los BETEX. _____	50
4.6 Biopelículas. _____	55
4.7 Filtro percolador típico. _____	56
4.8 Contactor biológico rotativo. _____	58
4.9 Perfil de concentraciones en el reactor de biopelícula a diferentes concentraciones de alimentación, a) benceno, b) tolueno, c) etilbenceno d) o-xileno. _____	77

ÍNDICE DE TABLAS	Pág.
3.1 Valores medios de los parámetros para bacterias heterótrofas._____	36
4.1 Clasificación de los procesos biológicos de cultivo en suspensión._____	37
4.2 Características típicas de un efluente que contiene BETEX a tratar con lodos activados. _____	47
4.3 Compuestos aromáticos en el agua residual a la salida de la laguna aireada.____	51
4.4 Coeficientes cinéticos para la oxidación bacteriana de moléculas del grupo BETEX._____	52
4.5 Microorganismos más comunes usados para el tratamiento biológico de gases.	61
4.6 Aplicaciones de la biofiltración a escala industrial en diferentes países._____	62
4.7 Eficiencia de distintos biofiltros para la eliminación de benceno. _____	65
4.8 Remoción de BETEX en suelos con diferentes contenidos de agua en el suelo.	73
4.9 Tasa constante de velocidad de agotamiento (k , día ⁻¹) y la vida media ($t_{1/2}$, días) de los compuestos de ensayo en los experimentos de reducción._____	73
4.10 Tabla comparativa de condiciones de proceso para cada proceso biológico y eficiencias de remoción de BETEX._____	82

LISTA DE ACRÓNIMOS

BETEX: Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xileno.

CFR: Code of Federal Regulations (Código de Regulaciones Federales).

CINESTAV: Centro de Investigación y de Estudios Avanzados.

COV: Compuestos Orgánicos Volátiles.

GRP: Generador de Residuos Peligrosos.

HHS: Health and Human Services (Departamento de Salud y Servicios Humanos).

INGRP: Inventario Nacional de Generación de Residuos Peligrosos.

LGEEPA: Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente.

LGPGIR: Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos.

MRP: Manejo de Residuos Peligrosos.

NOM: Norma Oficial Mexicana.

SEMARNAT: Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales.

RCRA: Resource Conservation and Recovery Act (Ley de Conservación y Recuperación de Recursos).

TFQ: Tratamiento Físico y Químico.

USEPA o EPA: United States Environmental Protection Agency (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América).

ZMCM: Zona Metropolitana de la Ciudad de México.

RESUMEN

A través de una ardua investigación bibliográfica, ya que se revisaron más de 100 artículos divulgados hasta la fecha, recopilando la información acerca de las investigaciones hechas para tratar a este grupo de residuos peligrosos a partir de un tratamiento biológico por lo que este trabajo tiene como propósito, explicar los procesos biológicos que se pueden utilizar para el tratamiento de residuos peligrosos, en particular para el grupo: BETEX (Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xileno), ya que son los compuestos volátiles más comúnmente presentes en los sitios contaminados con petróleo. Debido a las industrias de la química básica, petroquímica y de refinación del petróleo, se han producido cantidades muy grandes, pero muy difíciles de cuantificar, de estos residuos peligrosos. Aunado a lo anterior, la intensa actividad de otras industrias, junto con accidentes durante el almacenamiento, transporte o trasvase de sustancias (fugas, derrames o incendios) y la disposición clandestina e incontrolada de residuos, contribuyen en gran medida a la contaminación de suelos (SEMARNAT, 2002). Los depósitos subterráneos, los sitios de producción, y los derrames accidentales de petróleo son la fuente más importante de la contaminación de suelo y de agua subterránea con BETEX (USEPA, 2006).

La tesis abarca desde las propiedades del grupo BETEX, la legislación para el manejo y desecho de este grupo, lo que se necesita para llevar a cabo procesos biológicos para su tratamiento, los organismos que se requieren para llevar a cabo un proceso de eliminación del grupo BETEX o alguno de estos compuestos, las condiciones que necesitan los microorganismos hasta cómo se comportan las poblaciones bacterianas y lo más importante como se pueden utilizar los procesos biológicos para el tratamiento de este grupo de solventes, ya que es o se considera uno de los principales contaminantes en México, según el Instituto Nacional de Ecología en 2013 publicado en su página web, por lo tanto se debe encontrar alguna manera de tratarlos, antes de su disposición final y así tener un mejor medio ambiente, fomentando un desarrollo sustentable, ya que sin duda alguna, las plantas de tratamiento son herramientas tecnológicas muy importantes para coadyuvar en la preservación del medio ambiente y al control de enfermedades, por lo que favorecer su instalación en todo México es altamente conveniente como parte de acciones de saneamiento básico en la población (Morgan et. al., 2000). Cabe destacar que esta tesis puede ser la base bibliográfica de futuros proyectos, investigaciones y/o aplicaciones posteriores que quisieran implementar algún proceso biológico para el tratamiento de residuos peligrosos orgánicos.

INTRODUCCIÓN

La presente tesis aborda, el tema de los procesos para tratamiento de residuos peligrosos (BETEX), por lo cual es conveniente explicar que es un residuo peligroso, que significan las siglas BETEX y que es un tratamiento biológico.

Según la Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales así como la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos define a los residuos peligrosos como: “Aquellos que posean alguna de las características de corrosividad, reactividad, explosividad, toxicidad, inflamabilidad, o que contengan agentes infecciosos que les confieran peligrosidad, así como envases, recipientes, embalajes y suelos que los contengan”.

Además se tiene la siguiente clasificación de los residuos peligrosos para su tratamiento (Rich, 1987):

Compuestos inorgánicos sin metales pesados

Compuestos inorgánicos con metales pesados

Compuestos orgánicos sin metales pesados

Compuestos orgánicos con metales pesados

Compuestos radioactivos

Compuestos biológicos

Compuestos inflamables

Compuestos explosivos

Mezcla aceite/agua

Esta clasificación va acorde también a la NOM-052-SEMARNAT-2005, sólo que esta norma no considera a la mezcla aceite/agua, no considera una clasificación amplia en los compuestos orgánicos, ya que estos los considera dentro su clasificación de Toxicidad ambiental y además no considera los compuestos radiactivos.

Según la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (USEPA), en el año 2010, el término BETEX es usado para el Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xileno, siendo la primer letra de cada compuestos lo que forman esta palabra, por lo cual este grupo queda dentro de la clasificación en el grupo 3 según la clasificación anterior, es decir son compuestos orgánicos sin metales

pesados, además de que también son compuestos orgánicos volátiles (COV) que se encuentran típicamente en los productos derivados del petróleo, como la gasolina y el combustible diesel.

Cabe mencionar que el grupo BETEX según la SEMARNAT (2003) es uno de los principales contaminantes en nuestro país, estos compuestos son motivo de preocupación tanto por su papel como precursores de ozono y otros oxidantes, como por la alta toxicidad de algunos de ellos. Por ejemplo el benceno, se ha reconocido su papel cancerígeno. Cuando las personas se exponen por periodos largos a concentraciones altas de benceno pueden sufrir edemas y hemorragias bronquio-alveolares. Los efectos cardiovasculares producto de los mismos se expresan como extrasístoles o taquicardia ventricular. Los efectos gastrointestinales dependen de la dosis ingerida, pero pueden producir desde gastritis tóxica hasta estenosis pilórica. De los efectos a la salud producidos por los COV, los hematológicos son los más ampliamente documentados, dado que los componentes celulares de la sangre son muy susceptibles a estas sustancias produciendo anemia aplásica, leucemia entre otras enfermedades (SEMARNAT, 2003).

Por los efectos que tiene el grupo BETEX es conveniente tratarlo con algún proceso, en este trabajo se habla acerca de los procesos biológicos para su tratamiento, es decir los procesos donde participa un ser vivo, están hechos de algún número de reacciones químicas u otros eventos que resultan en una transformación o eliminación de estos compuestos. Se hace una ardua investigación al respecto para su posterior aplicación y/o referencia

OBJETIVOS

❖ **Objetivo General**

Investigar algunos procesos biológicos para el tratamiento de los residuos peligrosos (BETEX), consultando medios impresos y electrónicos.

❖ **Objetivos particulares**

Describir los procesos biológicos encontrados en la literatura para el tratamiento de los BETEX en agua, aire y o suelo.

Reportar datos de la literatura sobre la cantidad removida de BETEX con los tratamientos biológicos.

Determinar los beneficios que tiene el uso de alguno de los tratamientos biológicos considerando los residuos generados en el proceso.

I. MARCO TEÓRICO

Los residuos peligrosos son un tema que en la actualidad es de gran importancia, hay que recordar que el exceso de estos ha causado grandes problemas en el medio ambiente, Las empresas que los generan –de acuerdo con la **Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR, 2010)**– “deben disponer adecuadamente de ellos y realizar su depósito en sitios de confinamiento autorizados”. Sin embargo, según cifras publicadas por el Instituto Nacional de Ecología igualmente en el 2010, sólo 27,280 empresas declaran sus RP y disponen adecuadamente de ellos, mientras que el número total de empresas obligadas a cumplir esta norma se estima en más de 100,000.

La **Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, 2010)** distingue cuatro clasificaciones para el manejo adecuado de residuos peligrosos, lo que significa implementar sendos procesos que deberán ser aplicados al total de residuos peligrosos (estimados en 13,800 millones de toneladas) que deberían ser sometidos a:

Tratamientos para reducir su volumen o peligrosidad, 47%

Reutilización y/o reciclaje, 40%.

Disposición final en confinamientos controlados, 12%

Incineración, 1%.

Uno de los problemas en México es que se tiene únicamente un par de sitios de confinamiento autorizados para el depósito de RP que ofrecen servicio al público en general; además de ello, resulta que el proceso de confinamiento es caro, lo cual explica en gran medida, y en muchos casos, el alto porcentaje de evasión de esta obligación.

Así pues, el problema continúa, por lo que actualmente se encuentra en curso una nueva Ley General de Residuos, cuyo cumplimiento se retrasa por las dificultades que su aplicación implica, pues va a prohibir cualquier vertido industrial de muchos residuos de manejo especial en rellenos sanitario, por lo cual hay que investigar acerca de nuevas alternativas sobre el tratamiento de las mismas y esto se puede encontrar en un tratamiento biológico (CONACYT, 2010).

Además, tomando en cuenta la clasificación de los residuos peligrosos según Rich (1987), valga la redundancia, los residuos peligrosos del grupo 3 4 y 6 pueden tratarse con procesos biológicos, ya que es posible usar microorganismos para su disposición final. Por lo que revisar algunos procesos de tipo biológico para el

tratamiento de los BETEX es conveniente y una manera ecológica a comparación con otras para tratarlos.

II. BETEX

Los BETEX como tal no son un producto químico, se entiende como el grupo de los siguientes compuestos químicos

- **Benceno**
- **Tolueno**
- **Etilbenceno y**
- **Xileno**

Los BETEX se componen de productos químicos que son de origen natural, ya que principalmente se encuentran en productos del petróleo tales como la gasolina.

Las refinerías cambian las cantidades de estos compuestos químicos para cumplir con la presión de vapor y las normas de octano para la gasolina. Además de estar presentes en la gasolina, los BETEX se pueden encontrar en muchos productos que usamos en el hogar cotidianamente (MDE, 2007).

2.1 Origen

Algunos de los productos donde se pueden encontrar benceno son además de la gasolina, caucho sintético, plásticos, nylon, insecticidas, pinturas tintes, resinas, pegamentos, ceras para muebles, detergentes y cosméticos; las emisiones industriales y de escape de automóviles representan una fuerte exposición al benceno, así como el humo del cigarrillo (ATSDR, 1997).

El tolueno se produce como parte de muchos productos derivados del petróleo. Se utiliza como solvente para pinturas, revestimientos, gomas aceites y resinas. (ATSDR, 2004).

El etilbenceno principalmente es usado como aditivo en las gasolinas y en el combustible de aviación. También puede estar presente en los productos de consumo cotidiano tales como pinturas tintas, plásticos y pesticidas.

Hay tres formas de Xileno: orto-, meta- y para-. El orto-xileno es la única forma de origen natural del xileno; las otras dos formas son sintéticas. Los xilenos se utilizan en gasolina, como disolvente en la impresión, y en las industrias de caucho y cuero (MDE, 2007).

Los BETEX son una clase de químicos conocidos como compuestos orgánicos volátiles, es decir, compuestos COV. Los productos químicos denominados COV

se vaporizan fácilmente, cambian de estado líquido a vapor (gas). Los vapores de COV pueden viajar a través del aire posiblemente afectando la calidad del aire en los hogares o negocios cercanos y / o moverse a través de las aguas subterráneas y los suelos como contaminantes.

2.2 Exposición y afectación a la salud

La mayoría de las personas están expuestas a pequeñas cantidades de BETEX, ya sea porque están en el ambiente (aire libre), en el trabajo y en el hogar.

Casi todo mundo está expuesto a niveles bajos de estos productos químicos en sus actividades cotidianas. Las personas que viven en las zonas urbanas (ciudades), o por las carreteras principales y carreteras es probable que se expongan a mayor cantidad de BETEX que alguien que vive en un entorno rural.

Además de las exposiciones diarias y comunes, grandes cantidades de BETEX puede entrar en el medio ambiente por medio de fugas de almacenamiento subterráneo de tanques, exceso de depósitos de almacenamiento, derrames de combustible y rellenos sanitarios. Los BETEX al ser COV se mueven fácilmente a través de suelos y pueden hacer su camino en las aguas subterráneas, contaminando los sistemas de agua tanto público como privado y los suelos en el medio. Las exposiciones pueden ocurrir por la ingestión de agua potable contaminada, al respirar el aire contaminado o por contacto directo con la piel (MDE, 2007).

Esta exposición puede generar enfermedades, pero esto dependerá de la cantidad, del tiempo en contacto con estas sustancias, tanto como la frecuencia como el tiempo de exposición, así como el estilo de vida que lleva la persona expuesta a este contaminante. Los niños pequeños, los ancianos y las personas con problemas de salud crónicos (en curso) son más vulnerables a la exposición a sustancias químicas.

Una exposición a corto plazo a la gasolina y a estos compuestos: benceno, tolueno, etilbenceno y xileno ha sido asociada con la irritación a la piel, problemas relacionados al sistema nervioso central (cansancio, mareos, dolor de cabeza, pérdida de la coordinación) y efectos de irritación del sistema respiratorio (irritación en la nariz y ojos). Una exposición prolongada a estos compuestos por contacto directo además de traer problemas a la piel y al sistema nervioso central puede generar daños al sistema sanguíneo, al riñón y al hígado. (ATSDR, 1997)

Se tiene aún la duda de si esta mezcla como tal puede generar cáncer, por lo cual, los posibles riesgos para la salud por la exposición a BETEX se evalúa a través de

un componente basado con enfoque de los productos químicos individuales. El benceno, según el Departamento de Salud y Servicios Humanos (HHS, por sus siglas en inglés) ha determinado que el benceno es un carcinógeno conocido (es decir es una causa del cáncer). En trabajadores expuestos a altos niveles de benceno en lugares de trabajo se encontró que tienen un aumento en la aparición de la leucemia a largo plazo. La exposición a altos niveles de benceno en el aire puede causar leucemia y cánceres de los órganos hematopoyéticos. El etilbenceno, de acuerdo con la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC, por sus siglas en inglés), es clasificado como Grupo 2B, posiblemente carcinógeno para los seres humanos, sobre la base de estudios de animales de laboratorio. Toluenos y xilenos se han clasificado como no clasificables en cuanto a carcinogenicidad en seres humanos, tanto por la EPA y la IARC, lo que refleja la falta de evidencia de la carcinogenicidad de estos dos productos químicos (ATSDR, 1997).

Para reducir el contacto con los BETEX se recomienda usar una ventilación adecuada, para cuando se utilizan productos que los contienen tales como gasolina, plaguicidas, barnices, pinturas, resinas, pegamentos y alfombras recientemente instaladas, así como los productos químicos para uso doméstico deben guardarse fuera del alcance de los niños para evitar el envenenamiento accidental. Siempre se deben guardar estos productos en su envase original y contenedores, nunca tienen que ser guardados en recipientes que los niños pueden encontrar atractivos para comer o beber, como por ejemplo botellas de soda. La gasolina debe ser almacenada en un bidón de gasolina con una tapa cerrada con cerrojo. Los químicos volátiles deben almacenarse fuera de casa si es posible en un servicio independiente o cobertizo y no fumar en lugares cerrados con puertas y ventanas cerradas (ATSDR, 2004).

Las características de cada componente se muestran en las hojas de seguridad en el anexo 1 de este trabajo de tesis.

2.3 Legislación

2.3.1 Mexicana

En México, al igual que en otros países, el proceso de industrialización que se intensificó a partir de la segunda mitad del Siglo XX, derivó en una mayor demanda de materias primas para satisfacer el creciente consumo de bienes y servicios de una población en aumento; entre otras consecuencias se incrementó la generación de residuos tanto urbanos como industriales. De manera especial, estos últimos se han depositado inadecuadamente a lo largo del territorio,

impactando directa o indirectamente la salud de la población y la calidad de los recursos naturales, en el caso de los BETEX se trata de residuos peligrosos por lo cual legalmente se tratan igual.

Por lo anterior, asumiendo el compromiso de definir una gestión integral de los residuos peligrosos, el Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012, en el Eje 4 Sustentabilidad Ambiental, en el Objetivo 12 que señala Reducir el impacto ambiental de residuos, la Estrategia 12.3 indica “Intensificar las regulaciones y controles para la gestión integral de residuos peligrosos”, ya que la identificación de las fuentes generadoras de residuos peligrosos que afectan al suelo y cuerpos de agua es imprescindible para establecer una estrategia de verificación del cumplimiento de la normatividad ambiental por parte de los generadores, con el propósito de controlar los efectos adversos a la salud de la población y medio ambiente.

Con el mismo compromiso y en cumplimiento del Objetivo del Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2007-2012, que indica “Generar la información estadística a fin de determinar las acciones necesarias para lograr la gestión eficiente y el manejo integral adecuado de los residuos producidos en el país”, que tiene como meta “Contar con el 100% de la información sistematizada sobre la generación de los residuos peligrosos a partir de 2004”, y del Programa de Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2009-2012, referente al indicador “Información sobre la generación de residuos peligrosos a nivel nacional”, cuya meta es el “Inventario Nacional de Residuos Peligrosos actualizado”; se presenta la Integración y Actualización del Inventario Nacional de Generación de Residuos Peligrosos (INGRP) para el período 2004-2009, que contribuirá a fortalecer la Política Ambiental del Gobierno Federal.

Con la publicación de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR), en el año 2003 se actualizó el marco jurídico en materia de residuos, bajo los principios de la prevención de la generación, la valorización y la gestión integral y la responsabilidad compartida, entre otros. Asimismo define y clasifica a los residuos en tres tipos, estableciendo regulaciones y obligaciones diferenciadas para cada uno de ellos: residuos sólidos urbanos, de manejos especiales y peligrosos, y un apartado específico para los residuos minero-metalúrgicos, dada sus características particulares de generación, manejo y disposición final.

Esta actualización jurídica a través de la Ley, se realizó desde la propia definición de residuo, ya que la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al

Ambiente (LGEEPA) establecía como “Residuo: Cualquier material generado en los procesos de extracción, beneficio, transformación, producción, consumo, utilización, control o tratamiento cuya calidad no permita usarlo en el proceso que lo generó”. Bajo este concepto, cualquier material generado diferente a los productos durante los procesos, cuyas características fueran diferentes a las materias primas, obligaba a los generadores a declararlos como residuos y no permitía la utilización mediante su reincorporación en otros procesos productivos, ni la recuperación del valor económico de los residuos mediante su reutilización, remanufactura, rediseño, reciclado y recuperación de materiales secundarios o de energía, toda vez que se tenía que cumplir con formalidades y procedimientos previstos en la LGEEPA y Normas Oficiales Mexicanas (NOM) aplicables, lo que implicaba cargas administrativas y costos adicionales en su manejo.

El nuevo concepto de la LGPGIR de “Residuo: Material o producto cuyo propietario o poseedor desecha y que se encuentra en estado sólido o semisólido, o es un líquido o gas contenido en recipientes o depósitos, y que puede ser susceptible de ser valorizado o requiere sujetarse a tratamiento o disposición final conforme a lo dispuesto en la LGPGIR y demás ordenamientos que de ella deriven”, orienta a los generadores a reconsiderar a todos aquellos materiales provenientes de los procesos productivos, como subproductos o insumos para otros procesos productivos y a todos aquellos materiales que no tienen ningún valor, a declararlos como residuo.

La LGPGIR mantiene el concepto derivado de la LGEEPA de “residuo peligroso” con base en sus características de peligrosidad tales como: corrosividad, reactividad, explosividad, toxicidad, inflamabilidad, o que contengan agentes infecciosos que les confieran peligrosidad, por lo que las personas que generen o manejen residuos y que requieran determinar si éstos son peligrosos, deberán remitirse a lo que establezcan las Normas que los clasifican como tales.

Por lo que se refiere a las Normas, la única existente en materia de identificación de residuos peligrosos era la NOM-052-SEMARNAT-1993, que establecía las características y los límites que distinguen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente, el listado de los mismos identificándolos y ordenándolos por giro industrial y por proceso y, los generados por fuente no específica.

Los cambios regulatorios en la LGPGIR en materia de residuos peligrosos originaron su diversificación y considerando que los procesos de extracción, transformación, producción, uso y tratamiento igualmente cambian o se establecen re-ingenierías a los mismos, se hizo necesario revisar la NOM-052-SEMARNAT-

1993, acorde a las modificaciones de la legislación aplicable, dando como resultado la NOM-052- SEMARNAT-2005, publicada en el Diario Oficial de la Federación (DOF), el 23 de junio del 2006.

Esta nueva Norma establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y cinco listados de residuos peligrosos: fuente específica, fuente no específica, residuos peligrosos resultado del desecho de productos químicos fuera de especificaciones o caducos, tanto crónicos como agudos, y por tipo de residuos, sujetos a Condiciones Particulares de Manejo (CPM). Lo anterior dio como resultado un ajuste en la clasificación y en el listado de los residuos peligrosos, originando un ajuste en los tipos y corrientes genéricas del Inventario Nacional de Generación de Residuos Peligrosos (INGRP).

Algunos residuos considerados peligrosos en 1994 con los ajustes de la normatividad pasaron en 2006 a ser residuos de manejo especial, restándole un volumen importante a la cantidad nacional de generación de residuos peligrosos. Entre los tipos de residuos que dejaron de ser peligrosos se encuentran los recortes y lodos de perforación, con una generación anual estimada entre 400 a 800 mil t (toneladas); las escorias y polvillos de aluminio, cobre, níquel y zinc de las actividades de fundición primaria y secundaria, con una generación anual estimada entre 150 y 300 mil t, así como los lodos de plantas de tratamiento de aguas sanitarias y algunas otras corrientes de residuos peligrosos, que obtuvieron su certificado de no peligrosidad y de las cuales se desconoce su cantidad de generación. Por otro lado, la antigua legislación no distinguía a los generadores de residuos peligrosos por su volumen de generación, estableciendo a todos las mismas obligaciones sin considerar sus características técnicas, capacidad económica o manejo ambiental. La LGPGIR modificó esta situación y estableció categorías diferenciadas por volumen de generación como se describe a continuación:

- Microgeneradores: establecimiento industrial, comercial o de servicios que genere una cantidad de hasta cuatrocientos kilogramos de residuos peligrosos anuales;
- Pequeño Generador: persona física o moral que genere una cantidad igual o mayor a cuatrocientos kilogramos y menor a diez toneladas en peso bruto total de residuos al año y;
- Gran Generador: persona física o moral que genere una cantidad igual o superior a 10 toneladas en peso bruto total de residuos al año.

Dadas estas categorías de generadores, la LGPGIR obliga a los tres a registrarse ante la SEMARNAT, en virtud de la actualización y modernización del concepto de residuo peligroso. Posteriormente el 30 de noviembre de 2006, se publicó en el Diario Oficial de la Federación el Reglamento de la LGPGIR que establece el procedimiento de registro de generadores de residuos peligrosos, señalando adicionalmente que, cuando se trate de generadores que se encuentren registrados ante la Secretaría antes de la entrada en vigor del Reglamento, no deberán inscribirse de nuevo, debiendo solamente autocategorizarse como grandes, pequeños o micro-generadores. La categorización de generadores de residuos peligrosos, se realiza tomando en consideración exclusivamente los volúmenes de residuos peligrosos generados durante los dos últimos años.

A partir de los diferentes esfuerzos realizados por la Secretaría para integrar un Inventario Nacional de Residuos Peligrosos con base en los datos manifestados por los propios generadores, en 1996 la Dirección General de Materiales, Residuos y Actividades Riesgosas del Instituto Nacional de Ecología realizó un inventario preliminar con un total de 2,074,288 t con un universo estimado de 28,077 instalaciones de competencia federal. Posteriormente en el año 2000 se obtuvo un segundo inventario preliminar de generación anual de 3,705,846 t con un padrón de 27,280 empresas registradas conformado por las siguientes corrientes genéricas de residuos peligrosos: disolventes, aceites gastados, líquidos residuales, sustancias corrosivas, lodos, sólidos, breas, escorias, biológico infecciosos y medicamentos. No obstante los esfuerzos realizados en la elaboración de los inventarios nacionales de esos años, no cuentan con el soporte documental que valide los datos reportados. Con el nuevo enfoque legal, tendiente a promover y optimizar la valorización de los materiales contenidos en los residuos a través de procesos ambientalmente adecuados, económicamente viables y tecnológicamente factibles, se origina una nueva distribución de los residuos peligrosos, de acuerdo a la cantidad que se genera y al universo de regulación de los mismos. A diez años del último intento de obtener un inventario nacional de generación de residuos peligrosos confiable, se han modernizado y mejorado los sistemas de reporte y control administrativo de la SEMARNAT, lo que ayuda a la institución a contar con información confiable de los generadores, ofreciendo las condiciones normativas y administrativas para la integración de un Inventario Nacional de Generación de Residuos Peligrosos.

Una vez puesta en vigor la LGPGIR en 2004, en cumplimiento al artículo 43, que señala que las personas que generen o manejen residuos peligrosos deberán notificarlo a la Secretaría o a las autoridades correspondientes de los gobiernos

locales, se obtuvo una respuesta positiva por parte de los sujetos obligados a cumplir con su registro, tal como se puede observar en la figura 2.1.

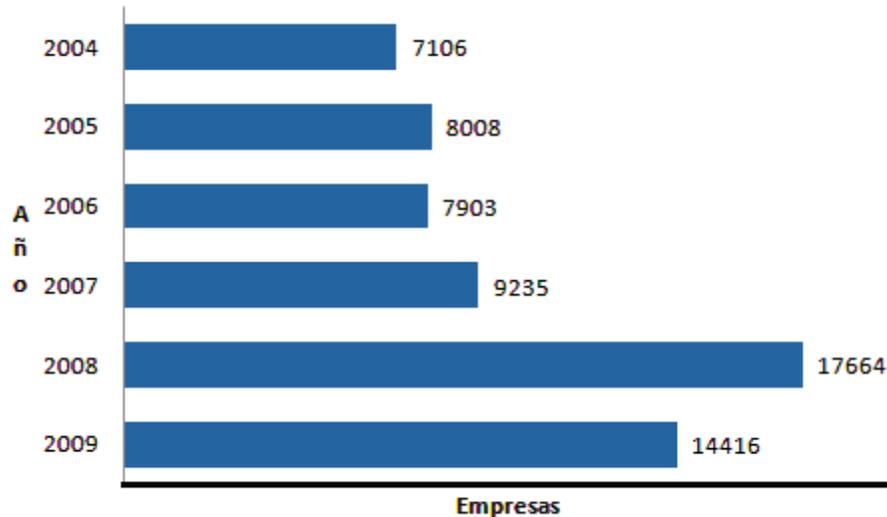


Figura 2.1: Número de empresas que manejan residuos peligrosos registradas en el periodo 2004-2009

Fuente: Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas. Subsecretaría de Gestión para la Protección Ambiental/SEMARNAT, 2010.

Un padrón de generadores de 52,784 empresas registradas a través de los trámites de generadores y de auto-categorización a l cierre del 31 de diciembre del 2009, arroja los siguientes resultados, de las cuales el 53% son micro-generadores, el 37% son pequeños generadores y el 10% son grandes generadores (Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas. Subsecretaría de Gestión para la Protección Ambiental/SEMARNAT, 2010.)

Del total de generación de residuos peligrosos la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) aporta el 34.06% con 8,846 empresas, seguido de Chihuahua con el 19.93% con 3,079 empresas, Campeche con el 12.25% con 522 empresas, Nuevo León con el 6.72% con 2,062 empresas, Jalisco con el 3.67% con 5,448 empresas y Tabasco con 3.62% con 667 empresas. Estas seis entidades federativas representan el 39.07% del Padrón Nacional de Generadores con una generación de 1, 364,009.97 toneladas, representando el 80.25% de la generación total (Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas. Subsecretaría de Gestión para la Protección Ambiental/SEMARNAT, 2010.)

Los sectores industriales elegidos de conformidad a la actividad declarada, alineado al código ambiental del Número de Registro Ambiental (NRA) establecidos en el SINAT (Sistema Nacional de Trámites) fueron: Acuacultura; Agrícola; Alimenticio; Artículos y productos de diferentes materiales; Artículos y productos de plástico; Artículos y productos metálicos; Asbesto; Automotriz; Celulosa y papel; Cemento y Cal; Comunicaciones; Congelación, Hielo y Productos; Construcción; Equipos y Artículos electrónicos; Explotación de bancos de materiales; Forestal; Generación de energía eléctrica; Madera y productos; Marítimo; Metalúrgica; Minero; Petróleo y petroquímica; Pinturas y tintas; Prendas y artículos de vestir; Química; *Servicios Mercantil GRP*; *Servicios MRP*; *Servicios PS GRP*; Textil; Vida silvestre y Vidrio.

Existen tres tipos de sectores que agrupan a varios subgrupos como los son:

Prestadores de Servicios Generadores de Residuos Peligrosos y/o Riesgo (Servicios PS GRP), que incluyen reparación y mantenimiento de equipos, maquinas y vehículos industriales, servicio médico forense, maquila de acabado y pintado de piezas metálicas y de otros materiales, transporte de materiales peligrosos, edición, encuadernación y/o impresión, revitalización de llantas, ensobretado de documentos y publicidad comercial; servicios de hotel, transporte de carga en general, baños públicos; concesionario de restaurantes, estacionamientos, locales y otros, recolección y transporte de residuos no peligrosos, recuperación de materiales, unidades de diagnóstico de enfermedades, solas o incluidas en instalaciones médicas, compra, empaqueo y venta de materiales reciclables, reconstrucción de acumuladores eléctricos, envasado de bebidas alcohólicas y otros productos, laboratorio de Rayos X, servicios públicos y privados de educación superior investigación en ciencias biológicas y médicas, laboratorios de análisis clínicos- clínicas, centros de salud y consultorios- hospitales, laboratorios fotográficos, reparación y mantenimiento automotriz, servicios de administración de aeropuertos y helipuertos; Almacenes de sustancias químicas; Bancos de sangre; Lavado y engrasado de autos venta de lubricantes y cambio de aceites, lavanderías, tintorerías o planchadoras de ropa, textiles y otros, laboratorios de análisis de control de calidad de productos, substancias y materiales servicios funerarios y panteones y almacén de materiales, productos y otros.

Giros Mercantiles Generadores de Residuos Peligrosos y/o Riesgo (Servicios Mercantil GRP): estaciones de gas carburante- farmacias y droguerías- centros distribuidores de autotransportes- almacenes de refacciones y aditivos automotrices-gasolineras ubicadas fuera de zona federal- almacén y venta de

llantas automotrices y equipos para suspensión y centros comerciales y/o tiendas departamentales.

Prestadores de servicios (Servicios MRP): manejo de residuos peligrosos; tratamiento físico de residuos peligrosos, tratamiento químico de residuos peligrosos, tratamiento biológico de residuos peligrosos, tratamiento térmico de residuos peligrosos, tratamiento de residuos peligrosos para uso como combustibles alternos, tratamiento in situ de residuos peligrosos, centros integrales de manejo de residuos peligrosos y otros tratamientos a residuos peligrosos.

El sector de mayor generación es el de Servicios PS GRP con 647,478.86 t seguido del sector químico con 185,611.88 t y del metalúrgico con 175, 897.81 t, el automotriz con 141,414.23 t, el de Servicios Mercantil GRP 104,120.39 t, equipos y artículos electrónicos con 83,938.98 t, alimenticio con 75,742.63 t, como se muestra en la figura 2.2.

En lo que se refiere a BETEX considerándolos como compuestos orgánicos volátiles se tiene la norma NOM-121-SEMARNAT-1997 que establece los límites máximos permisibles de emisión a la atmósfera de compuestos orgánicos volátiles (COVS) provenientes de las operaciones de recubrimiento de carrocerías nuevas en plantas de automóviles, unidades de uso múltiple, de pasajeros y utilitarios; de carga y camiones ligeros, así como el método para calcular sus emisiones (DOF, 14 de julio de 1998). Y la norma NOM-123-SEMARNAT-1998 que establece el contenido máximo permisible de compuestos orgánicos volátiles (COVS), en la fabricación de pinturas de secado al aire base disolvente para uso doméstico y procedimientos para la determinación del contenido de los mismos en pinturas y recubrimientos (DOF, 14 de junio de 1999).

Para la legislación cuando los BETEX se encuentran contaminando en el agua se tiene la norma NOM-143-SEMARNAT-2003 que establece las especificaciones ambientales para el manejo de agua congénita asociada a hidrocarburos (DOF, 03 de marzo de 2005).

2.3.2 Estados Unidos de América

La USEPA (United States Environmental Protection Agency) regula en los hogares y la industria, la generación de los residuos sólido peligrosos incluyendo al grupo BETEX mediante la Ley de Conservación y Recuperación de Recursos (RCRA, por sus siglas en inglés). Los objetivos de la RCRA son: proteger de los peligros por la eliminación de desechos; conservar la energía y los recursos naturales



Figura 2.2: Generación de residuos peligrosos por sector industrial

Fuente: Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas. Subsecretaría de Gestión para la Protección Ambiental/SEMARNAT, 2010.

mediante el reciclaje y la recuperación, reducir o eliminar los residuos y limpiar los desechos que se hayan derramado, fugas o se desecha de forma indebida.

Los residuos peligrosos son aquellos que tienen una pérdida de propiedades que los hacen peligrosos o potencialmente perjudiciales para la salud humana o el medio ambiente, en este grupo entran los BETEX ya que uno de los componentes, el benceno, según el Departamento de Salud y Servicios Humanos (HHS, por sus siglas en inglés) se ha determinado es un carcinógeno conocido. En el caso del manejo de residuos peligrosos, la USEPA ha propuesto una jerarquía de prácticas preferidas para el manejo de residuos peligrosos. Éstas son, en orden de prioridad (Blackman, 1993):

- 1) Reducción de la cantidad de residuos.
- 2) Separación y concentración de los residuos.
- 3) Intercambio de residuos.
- 4) Recuperación de energía / materiales.
- 5) Incineración / tratamiento.
- 6) Eliminación en tierra segura.

Las regulaciones de la USEPA, o reglamentaciones, es traducido por el mandato general de la RCRA en un conjunto de requisitos por las Agencias reguladoras para la comunidad. El programa de la RCRA de residuos peligrosos reglamenta las empresas comerciales, de manera federal como estatal, del gobierno local y las instalaciones que generan, transportan, tratan, almacenan o eliminan los residuos peligrosos.

La normatividad para el control de residuos peligrosos como en este caso los BETEX, se encuentra estipulada en el CFR 40, que describen toda la normatividad respecto a los residuos peligrosos, comienza desde el apartado 140 y posteriormente el apartado 260, que contiene todas las regulaciones de la RCRA desde su manejo, su generación y su disposición.

Las partes del CFR 40 referidas a los BETEX y a los residuos peligrosos son las siguientes:

- Parte 141. En especial las subpartes: B, que habla acerca de los límites permisibles de BETEX; C, que habla sobre el monitoreo de BETEX en las descargas al desagüe y la subparte K que habla sobre su tratamiento.
- Parte 260. Al ser los BETEX un residuo peligroso esta parte habla sobre Sistema General de Gestión de Residuos Peligrosos.
- Parte 261. Identificación y listado de residuos peligrosos.
- Parte 262. Normas aplicables a los generadores de residuos peligrosos.
- Parte 263. Normas aplicables a los transportistas de residuos peligrosos.
- Parte 264. Normas para los propietarios y operadores de tratamiento de residuos peligrosos, almacenamiento y disposición final.
- Parte 265. Estándares Interinos de estado de los propietarios y operadores de tratamiento de residuos peligrosos, almacenamiento y disposición final.

- Parte 266. Normas para la gestión de los desechos peligrosos específicos y tipos específicos de instalaciones de gestión de residuos peligrosos.
- Parte 267. Normas para propietarios y operadores de instalaciones de residuos peligrosos que operan bajo un permiso estandarizado.
- Parte 268 Restricciones de desechos en el suelo.
- Parte 270. Programa de la EPA para la administración de permisos sobre los Residuos Peligrosos.
- Parte 271. Requisitos para la autorización de los programas estatales de residuos peligrosos.
- Parte 272. Gestión de programas aprobados por el estado para el tratamiento de los residuos peligroso.
- Parte 273. Pautas para la gestión de residuos universales.
- Parte 279. Estándares para la gestión de aceites usados.
- Parte 280. Las normas técnicas y los requisitos de acción correctiva para propietarios y operadores de tanques de almacenamiento subterráneo (UST).
- Parte 281. Aprobación de los programas estatales de tanques de almacenamiento subterráneos.
- Parte 282. Programas aprobados de tanques de almacenamiento subterráneos.
- Partes de 283 a 299 son partes restringidas.

III. PROCESOS BIOLÓGICOS

Cuando la recuperación o reutilización de residuos industriales no resulta económica o no es posible un intercambio de residuos ni se dispone de un centro externo para la eliminación de residuos peligrosos, la industria debe determinar en su caso cual es el tratamiento necesario para que los residuos se puedan eliminar sin peligro interno o al descargarlos en aguas receptoras o alcantarillas municipales. Para ciertos residuos la eliminación en pozos profundos puede ser una posibilidad. No obstante, es poco frecuente encontrar condiciones ideales en el subsuelo, y por lo común la oposición pública es tan fuerte que rara vez se práctica esta opción (Henry, 1999).

Cuando los residuos no son idóneos para eliminarse directamente, es preciso elegir un método, con más frecuencia, una combinación, para aplicar a los residuos un tratamiento previo que permita eliminarlos sin peligro. Los procesos de tratamiento físico y químico (TFQ), son de utilidad para las industrias, también podrán ser componentes de un centro regional que da servicio a todas esas industrias. Los tratamientos fisicoquímicos permiten la remoción parcial de la carga orgánica, pero el costo de los reactivos que se utilizan es alto y la remoción de la demanda química de oxígeno es pobre, por tanto, es deseable el empleo de otros procesos como los biológicos (Vidal et al. 2000).

Siempre y cuando la concentración de sustancias tóxicas no sea excesiva y sea posible aclimatar el proceso biológico, ciertos materiales orgánicos tóxicos (fenoles, aceites y otros residuos de refinería, por ejemplo) se pueden tratar de manera satisfactoria y se consigue una eliminación de más del 60% de muchos metales pesados (Cd, Pb, Cr⁶⁺, etc.) Estos resultados se alcanzan con más frecuencia en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en combinación con residuos sanitarios que aportan dilución y capacidad amortiguadora, junto con materia orgánica y nutrientes para el desarrollo de microorganismos (Henry, 1999).

Los tratamientos biológicos tuvieron en un principio como objeto la eliminación de la materia orgánica de las aguas residuales, posteriormente se les ha ido tanto otros usos como son la oxidación del nitrógeno amoniacal (nitrificación), la eliminación del nitrógeno de las aguas residuales mediante la conversión de las formas oxidadas en N₂ (desnitrificación) a la eliminación de fósforo (Ferrer, 2008).

En todo este tipo de procesos se utilizan reacciones asociadas a los organismos vivos. Los microorganismos crecen utilizando los contaminantes del agua como

fuelle de carbono y/o como fuente de energía, convirtiéndolos en nuevos microorganismos (biomasa), dióxido de carbono y otros compuestos inocuos. La fuente de carbono y/o energía se denomina sustrato, por lo que en estos tratamientos, eliminación de contaminantes se conoce como consumo de sustrato. Los procesos de crecimiento de biomasa y de consumo de sustrato están totalmente relacionados, denominándose rendimiento a la cantidad de biomasa generada por unidad de sustrato eliminado. (Ferrer, 2008)

Los tratamientos biológicos se prestan a diversas clasificaciones. Cabe distinguir entre dos tipos claramente diferenciados:

1. Procesos biológicos de cultivo y suspensión.
2. Procesos biológicos de soporte sólido.

Todos estos procesos es preciso retener en el sistema la biomasa creada con objeto de que se produzca el proceso. En los de cultivo en suspensión se suele recurrir a una decantación y recirculación de la biomasa, mientras que en los de soporte sólido la retención de la misma queda asegurada por las características del propio proceso (Tchobanoglous, et. al., 2003).

Los sistemas más característicos de los primeros son los lodos activados, las lagunas aireadas, y lagunas y entre los segundos se encuentran los filtros percoladores biodiscos así como los lechos de turba.

3.1 Organismos más importantes que intervienen en los sistemas de tratamiento biológico.

Los organismos se pueden clasificar desde diversos puntos de vista. Desde el punto de vista de la depuración de aguas, la clasificación trófica es de gran importancia.

Los microorganismos necesitan para su crecimiento: carbono nutrientes inorgánicos energía y poder reductor. Los microorganismos obtiene la energía del poder reductor de las reacciones de oxidación del sustrato. Así cuanto mayor es la de DQO el sustrato, mayor es la energía y el poder reductor (electrones) que es capaz de suministrar un sustrato (Castillo 2005).

Las reacciones de oxidación de sustrato, por una parte suministran electrones a los “transportadores de electrones” transformando las formas oxidadas (NAD, nicotinamín-adenín-dinucleótido) en las correspondientes formas reducidas

(NADH₂). Estas formas reducidas aportan los electrones necesarios en el proceso de síntesis celular (Garrido, 2001)

Por otra parte, cuando los electrones suministrados en las reacciones de oxidación del sustrato pasan, a través de la cadena de transporte de electrones, se genera una gran cantidad de energía en forma de ATP (adenosín-trifosfato) que es utilizada en las reacciones de biosíntesis (Garrido, 2001).

En función de la fuente de carbono y el dador de electrones utilizados se clasifican en autótrofos y heterótrofos. Son autótrofos aquellos organismos capaces de sintetizar materia orgánica a partir de las sustancias minerales (fuente de carbono el CO₂ y utilizan como el dador de electrones, materia inorgánica como el NH₄⁺ y NO₂⁻). Los organismos heterótrofos son aquellos que precisan de la materia orgánica para su desarrollo y mantenimiento fuente de carbono y dador de electrones la materia orgánica (Ferrer, 2008).

En función del tipo de aceptor de electrones se clasifican en aerobios, anaerobios y facultativos. Los denominados aerobios sólo utilizan oxígeno. Los anaerobios sólo pueden crecer en ausencia de oxígeno molecular y los facultativos utilizan oxígeno cuando está presente, pero pueden utilizar otro aceptor de electrones cuando no lo está. Dentro de este último grupo cabe destacar las bacterias desnitrificantes que reducen el nitrato a nitrógeno molecular (Tchobanoglous, et. al., 2003).

En la siguiente figura se muestran los tipos de microorganismos más comunes en los procesos biológicos:

3.2 Transformaciones que tienen lugar en los tratamientos biológicos

En los tratamientos biológicos tienen lugar una serie de transformaciones de vital importancia:

- Crecimiento biológico. Los microorganismos presentes son capaces de utilizar moléculas pequeñas y simples para su crecimiento, tales como ácido acético, etanol, metanol, glucosa, amonio, nitrito, etc. (Osorio, 2010).
- Hidrólisis. Consiste en la transformación de moléculas de gran tamaño en moléculas pequeñas, directamente degradables mediante la acción de

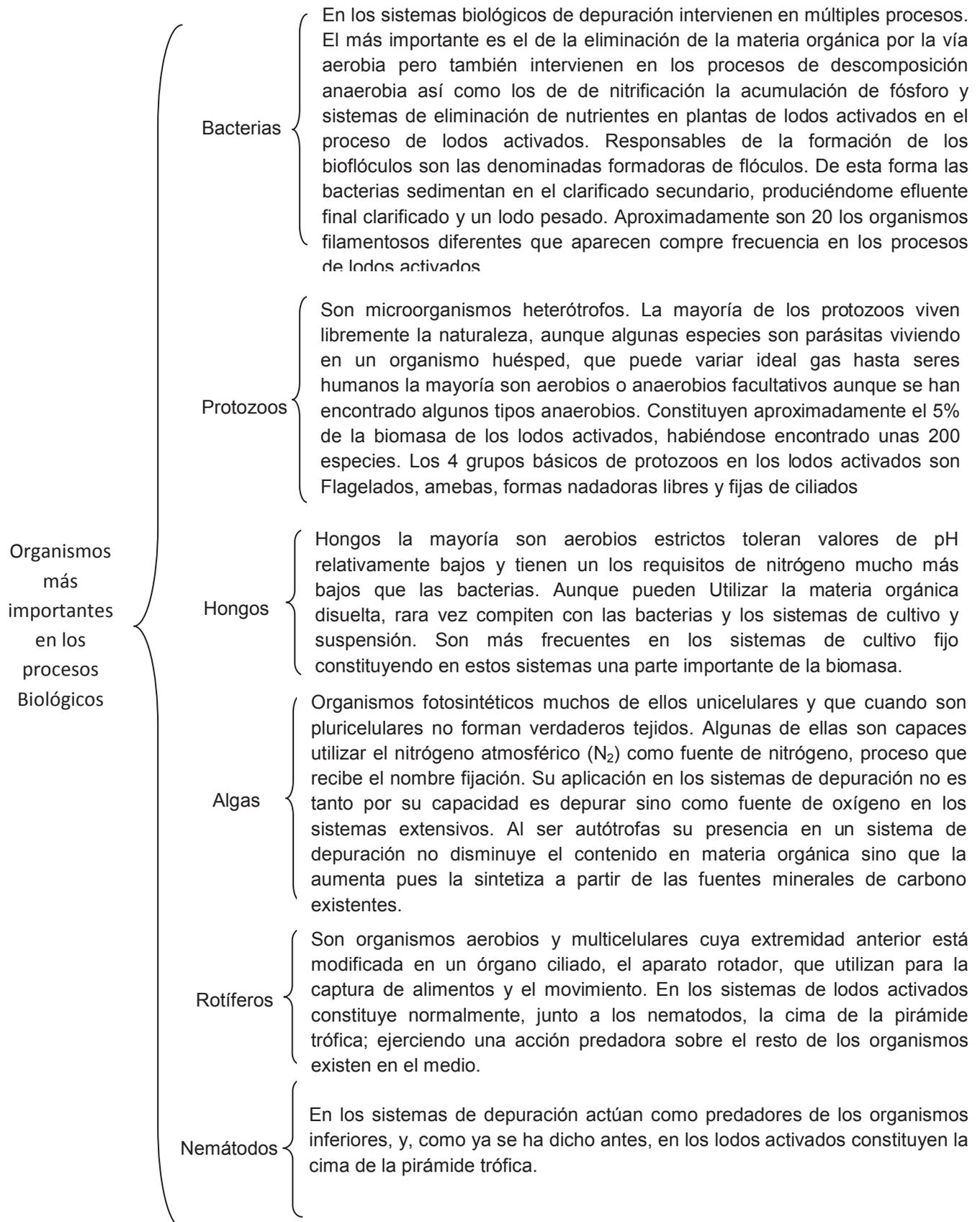


Figura 3.1 Organismos más importantes en los procesos biológicos. (Ferrer, 2008)

enzimas extracelulares producidas por los microorganismos. Tiene lugar la hidrólisis tanto de la materia particulada como de la disuelta. Estos procesos son normalmente más lentos que los de crecimiento biológico, por lo que suelen convertirse en los limitantes (Ferrer, 2008 et. al.).

- Transformación de biomasa. Esta engloba el consumo de biomasa debido a:
 - Mantenimiento: energía necesaria para los procesos celulares (motilidad, regulación osmótica, transporte molecular, etc.). Cuando los aportes externos de energía son menores que las necesidades de energía para mantenimiento, las células obtienen la energía necesaria la degradación de reservas de energía existentes en el interior de la célula, lo que da lugar a una disminución de la biomasa (metabolismo endógeno). Cuando todas las reservas endógenas se han agotado las células mueren.
 - Predación: organismos superiores en la cadena trófica (p. e. protozoos) utilizan bacterias como alimento.
 - Muerte y lisis cuando las células mueren se produce la rotura de la pared celular y el citoplasma y otros constituyentes pasan al medio donde, tras sufrir un proceso de hidrólisis, se convierten en sustrato para otros organismos. Los materiales más complejos permanecen como residuo orgánico inerte ya prácticamente no se solubilizan (Ferrer, 2008 et. al.).

Desde el punto de vista de la ingeniería es conveniente la utilización de modelos simplificados ya que son más fáciles de aplicar. En el caso desaparición de biomasa, proceso que engloba un gran número de interacciones, existen dos formas aproximados de abordar su modelación: el modelo de lisis-recrecimiento y el modelo tradicional.

En el modelo de lisis-recrecimiento toda la biomasa puede sufrir el proceso de lisis, aunque a velocidades diferentes según el tipo de organismo, dando lugar a materia orgánica particulada hidrolizable y un residuo inerte. La materia orgánica particulada es hidrolizada a materia orgánica soluble que es utilizada por la biomasa activa para nuevo crecimiento. En la figura 3.2 se incluye una representación esquemática de este modelo:

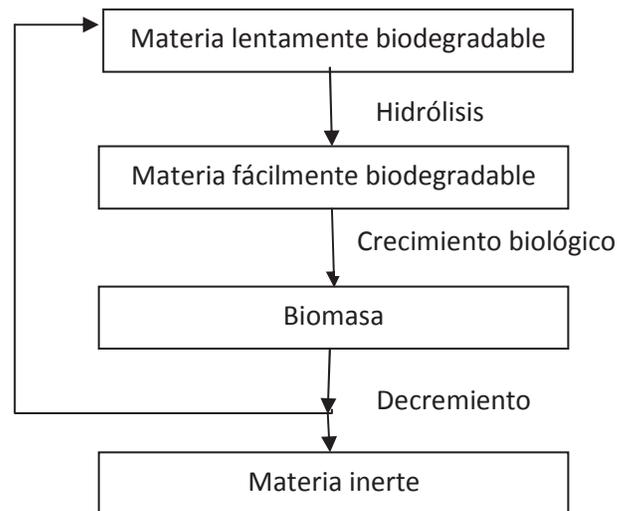


Figura 3.2 Transformaciones biológicas en plantas de tratamiento (Osorio, 2010).

En el modelo tradicional la biomasa activa es destruida como resultado de la materia inerte (decrecimiento) y los electrones cedidos en la oxidación del carbono (dióxido de carbono) se convierte en aceptor de electrones. Esta biomasa no es totalmente oxidada quedando una fracción como material inerte (escombros) (Ferrer, et. al., 2008.). Este material inerte se va acumulando en el lodo disminuyendo la fracción activa de la biomasa la ecuación que representa el proceso viene dada por:



3.2.1 Organismos heterótrofos

Estos organismos son los que actúan básicamente en los sistemas biológicos de depuración, pudiendo actuar bien por vía aerobia, anóxica (sin oxígeno), o bien por vía anaerobia (Manahan, 2007). En la figura 3.3 se muestra el esquema de las transformaciones que sufre la materia orgánica bajo la acción de estos organismos.

En la vía aerobia y la anóxica, estos organismos, tras la introducción de la materia orgánica en su interior, la someten a dos transformaciones diferentes. Una descomposición que, básicamente, transforma esa materia orgánica en CO_2 , y agua y otros compuestos inorgánicos. Dado que esta reacción es exotérmica, proporciona energía al resto de las funciones celulares. Este proceso recibe el nombre de catabolismo. La otra consiste en la síntesis de tejido celular a partir de

los nutrientes, la materia orgánica presente y la energía producida en los procesos catabólicos recibe el nombre de anabolismo (Manahan 2007).

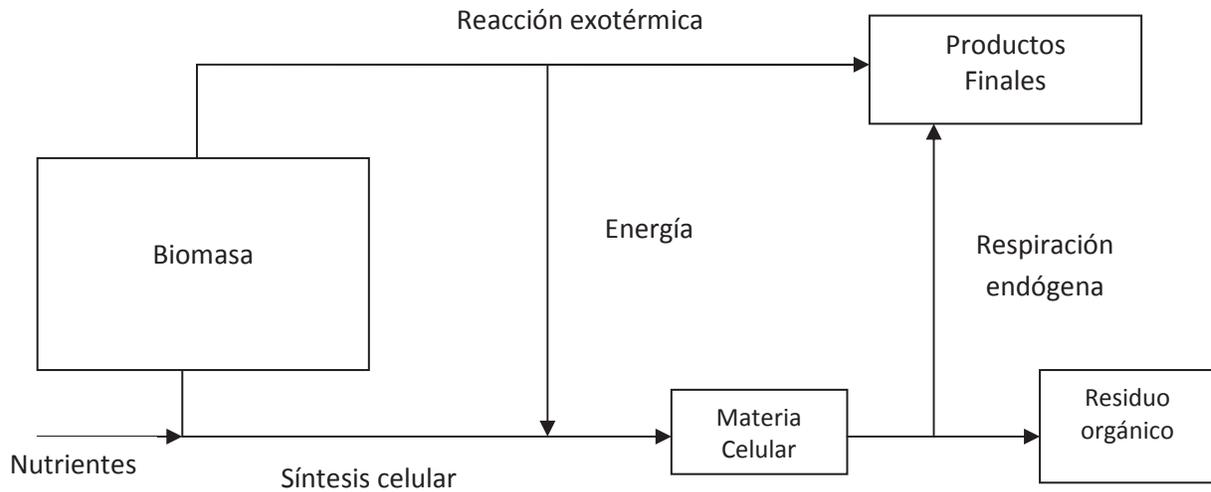


Figura 3.3 Metabolismo bacteriano heterótrofo (Ferrer, et. al., 2008).

Por otra parte, en el proceso de la desaparición de la biomasa algunos de los constituyentes de las células son transformados productos finales. La fracción de la materia celular que no puede degradar o que lo hace muy lentamente, da lugar a un residuo orgánico inerte.

En la vía anaerobia las transformaciones de la materia orgánica tienen lugar en múltiples etapas, aunque de forma resumida puede considerarse que se realiza en dos. En la primera de ellas las bacterias acidogénicas descomponen la materia orgánica en sustratos más simples, normalmente de carácter ácido y de ahí su nombre, capaces de ser utilizados por las bacterias metanogénicas, que transforma estas sustancias en metano (segunda etapa).

En todos los casos los compuestos orgánicos insolubles han de ser solubilizados antes de ser consumidos. Además, los compuestos solubles de elevado peso molecular han de ser reducidos a compuestos más pequeños a fin de hacer posible su paso a través de la membrana celular. Las reacciones responsables de la solubilización y reducción del tamaño de los compuestos orgánicos son reacciones hidrolíticas catalizadas por enzimas extracelulares producidas por las bacterias (Ferrer, et. al., 2008.).

3.2.2 Organismos Autótrofos

Los organismos autótrofos tienen la capacidad de utilizar materiales inorgánicos para la producción de energía y síntesis celular. La energía la obtiene bien de la

luz (fotosintéticos) o bien de reacciones inorgánicas de oxidación-reducción (quimiosintéticos) (Castells, 2012) como puede verse en el siguiente esquema:

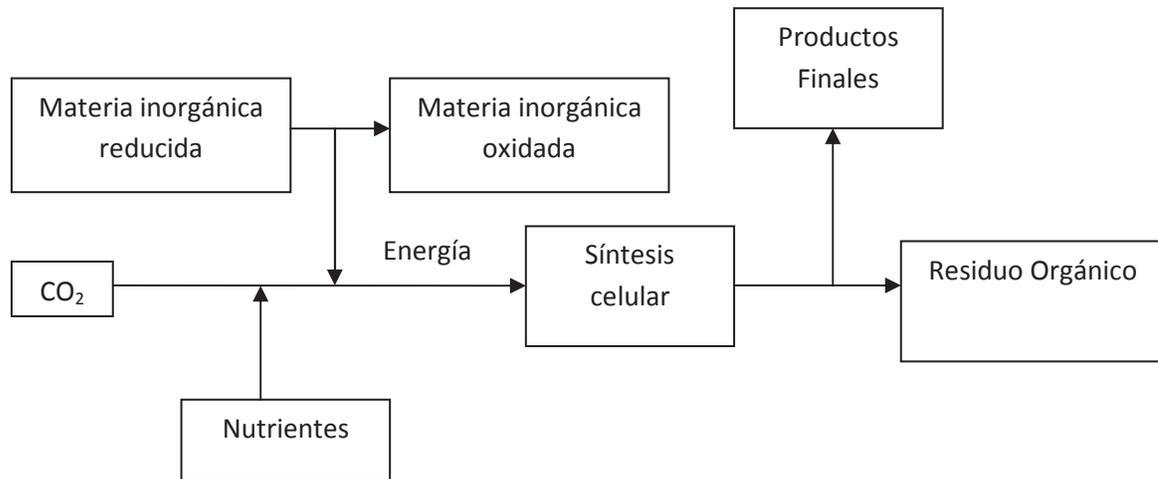


Figura 3.4 Metabolismo bacteriano autótrofo (Ferrer, 2008)

Dentro de los organismos autótrofos fotosintéticos, pueden citarse las algas que introducen oxígeno en el sistema de tratamiento. Dentro de los organismos autótrofos quimiosintéticos, cabe citar las bacterias nitrificantes que efectúan la oxidación de amonio a nitrato (nitrificación).



La desaparición de microorganismos autótrofos por muerte de los mismos, da lugar a la aparición en la disolución de sustrato lentamente biodegradable, que es hidrolizado y consumido por los organismos heterótrofos originando problemas finales y materia inerte (Ferrer, 2008).

3.3 Cinética de las reacciones de los organismos

Dado que la mayoría de los tratamientos biológicos se utilizan para la eliminación de materia orgánica, este apartado se centrará en las reacciones bioquímicas que llevan a cabo las bacterias heterótrofas en condiciones aerobias y anóxicas. Desde el punto de vista ingenieril es conveniente la utilización de modelos, simplificados, cuyos parámetros y variables sean fácilmente determinables. Por ello, en este desarrollo se va a utilizar el modelo clásico para representar el crecimiento de la biomasa (Ferrer, 2008).

Como ya se ha analizado de los principales parámetros y variables que intervienen en los procesos biológicos de degradación de materia orgánica, se deducen las ecuaciones cinéticas y se proponen unos valores medios de los parámetros correspondientes a los microorganismos heterótrofos válidos para un predimensionamiento de las instalaciones.

3.3.1 Parámetros y Variables

Los parámetros que se van a utilizar se resumen en el esquema de la siguiente figura:

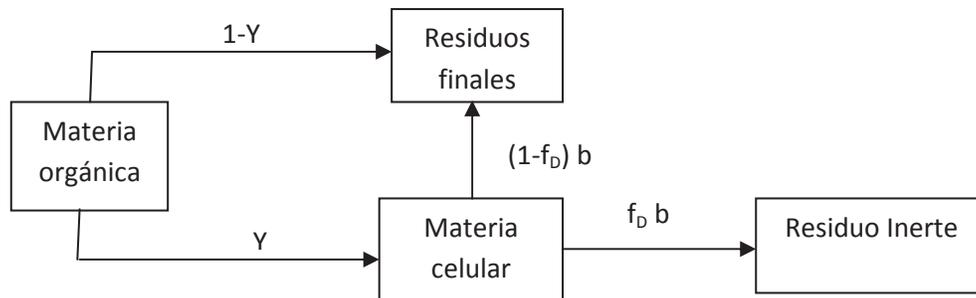


Figura 3.5 Parámetros y variables del metabolismo bacteriano heterótrofo (Ferrer, 2008).

Donde:

Y = Coeficiente de producción de biomasa, relación entre la materia celular producida y la materia orgánica total que se degrada, g DQO/ g DQO.

b = Coeficiente de desaparición de biomasa, fracción de la materia celular que por unidad de tiempo se consume en mantenimiento, Predación y muerte (días^{-1}).

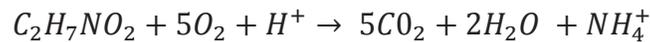
f_D = Fracción de la materia celular que tras su muerte queda como residuo orgánico no biodegradable.

La materia orgánica puede estar presente en forma disuelta y suspendida y se puede definir por la DBO o por la DQO. La utilización de la DQO facilita el planteamiento de los balances de materia en el sistema, por lo que se utilizará en este desarrollo. Se distinguen fracciones, disuelta (S , g/m^3) y la suspendida (X , g/m^3). Dentro de la DQO soluble puede a su vez distinguirse entre biodegradable (S_f) e inerte (S_i). Análogamente, para la DQO suspendida se diferencia entre la biodegradable (X_s) y la inerte (X_i). Generalmente se asume que S_f es rápidamente

biodegradable por lo que no necesita sufrir un proceso de hidrólisis para poder ser asimilada por los microorganismos, proceso que sí necesita sufrir X_s .

Los sólidos suspendidos totales (X_T) están constituidos por la biomasa y la materia particulada. La biomasa está compuesta por la fracción activa y la fracción inerte, residuo orgánico procedente de la desaparición de biomasa. Por su parte la materia particulada incluye los sólidos no volátiles, la DQO suspendida no biodegradable y la DQO suspendida biodegradable procedentes del influente y que se acumulan en el lodo (Ferrer, 2008).

La relación entre el valor de la concentración de materia celular expresada como DQO (X) y el valor de dicha concentración expresada como SSV puede obtenerse a partir de la siguiente ecuación:



Los pesos moleculares de los reactantes son 113 y 160 respectivamente y se obtiene:

$$\frac{X}{SSV_{microorg}} = \frac{160}{113} = 1.42 \frac{gDQO}{gSSV} \quad (2.1)$$

En resumen, la definición de las variables es la siguiente (Ferrer, 2008):

- Componentes del agua de entrada

S_s = Materia orgánica soluble biodegradable expresada como DQO, ML^{-3}

X_s = Materia orgánica suspendida biodegradable expresada como DQO ML^{-3}

S_T = Materia orgánica biodegradable total = $S_s + X_s$, ML^{-3}

S_i = Materia orgánica soluble no biodegradable expresada como DQO, ML^{-3}

X_i = Materia orgánica soluble no biodegradable expresada como DQO, ML^{-3}

S_{NH_4} = NKT soluble expresado como N, ML^{-3}

X_{NH_4} = NKT suspendido expresado como N, ML^{-3}

NH_T = NKT total = $S_{NH_4} + X_{NH_4}$ expresado como N, ML^{-3}

S_P = Fósforo soluble, expresado como P, ML^{-3}

X_P = Fósforo suspendido, expresado como P, ML^{-3}

$P_T = \text{Fósforo total} = S_P + X_P$, expresado como P, ML^{-3}

$S_{NO} = \text{Nitrato expresado como N}$, ML^{-3}

$X_{SSV} = \text{Sólidos suspendidos volátiles}$, ML^{-3}

$X_{SSVNB} = \text{Sólidos suspendidos volátiles no biodegradables}$, ML^{-3}

$X_{SSNV} = \text{Sólidos suspendidos no volátiles}$, ML^{-3}

$X_{SST} = \text{Sólidos suspendidos totales}$, ML^{-3}

- Componentes generadas por el proceso biológico:

$X = \text{Microorganismos activos expresados como DQO}$, ML^{-3}

$X_H = \text{Microorganismos heterótrofos expresados como DQO}$, ML^{-3}

$X_A = \text{Microorganismos autótrofos expresados como DQO}$, ML^{-3}

$X_{HI} = \text{Biomasa inerte procedente de los microorganismos heterótrofos muertos expresados como DQO}$, ML^{-3}

$X_{AI} = \text{Biomasa inerte procedente de los microorganismos autótrofos muertos expresados como DQO}$, ML^{-3}

3.3.2 Ecuaciones Cinéticas

Las reacciones que fundamentalmente interesan en los procesos biológicos de eliminación de materia orgánica son dos:

1. Crecimiento celular
2. Eliminación o degradación de la materia orgánica

Así mismo, en los procesos aerobios es preciso conocer las necesidades de oxígeno que se obtendrán directamente realizando en balance de DQO al sistema.

Los factores a tener en cuenta son aquellos que controlan el medio en que se da el fenómeno tales como la temperatura, el pH, la existencia en cantidad suficiente de elementos nutrientes y la presencia de productos tóxicos que puedan inhibir el proceso. El control de las condiciones ambientales asegurará que los microorganismos tengan el medio indicado donde poder desarrollarse (Ferrer, 2008).

A fin de asegurar el crecimiento de los microorganismos es necesario que permanezcan en el sistema el tiempo suficiente para que se reproduzcan. Este tiempo depende de la velocidad de crecimiento que a su vez está en relación directa con la velocidad de utilización del sustrato.

3.3.2.1 Cinética del crecimiento biológico

Los microorganismos se multiplican por fisión binaria, por lo que su velocidad de crecimiento puede expresarse mediante una ecuación de primer orden con respecto a la concentración de biomasa activa:

$$r_x = \mu X \quad (2.2)$$

Donde:

r_x = velocidad de crecimiento de los microorganismos, $ML^{-3}t^{-1}$

μ = velocidad de crecimiento específico, t^{-1}

X = concentración de biomasa activa, ML^{-3}

Experimentalmente se ha encontrado que el efecto de un sustrato o nutriente limitante puede definirse adecuadamente mediante la siguiente expresión empírica, propuesta por Mond:

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_s + S} \quad (2.3)$$

μ_m = velocidad máxima específica de crecimiento, T^{-1}

S = concentración del sustrato limitante de crecimiento, ML^{-3}

K_s = constante de semisaturación, concentración de sustrato tal que la velocidad de crecimiento es la mitad máxima, ML^{-3} . Cuanto más bajo es su valor, más bajo es el valor de la concentración de sustrato para lo que μ se aproxima a μ_m , es decir, mayor es la afinidad de los microorganismos para ese sustrato.

Si se sustituye la ecuación (2.3) en la (2.1), la expresión resultante para la velocidad de crecimiento es:

$$r_X = \frac{\mu_m X S}{K_S + S} \quad (2.4)$$

3.3.2.2 Velocidad de utilización de sustrato

La velocidad de utilización de sustrato durante la fase de crecimiento logarítmico en la que puede considerarse despreciable el término de desaparición (Ferrer, 2008.), viene relacionada con la velocidad de crecimiento de los microorganismos mediante la expresión:

$$r_S = -\frac{1}{Y} r_X \quad (2.5)$$

Donde:

r_S = velocidad de utilización del sustrato, $ML^{-3}T^{-1}$

Y = coeficiente de producción máxima, definido como la relación entre la masa de células producidas y la masa de sustrato consumido

Sustituyendo la expresión 2.4 en 2.5:

$$r_S = -\frac{\mu_m X S}{Y(K_S + S)} \quad (2.6)$$

La ecuación anterior es conocida como expresión de Lawrence y Mc. Carty. Esta expresión se reduce a un modelo de primer orden al aplicarse a concentraciones bajas de sustrato, dando lugar a un modelo de orden cero al aplicarla a la región de concentraciones elevadas de sustrato.

También esta fórmula se refiere a un volumen elemental, por lo que se ha de integrar en todo el volumen de reacción.

3.3.3 Valores medios de los parámetros cinéticos

Los parámetros de tratamiento que se han indicado hasta aquí, la tabla 2.1 muestra valores medios, pueden tener unos valores distintos que dependen de la temperatura, pH, tipo de residuos, edad del lodo, etc. También se ha indicado que para su aplicación concreta los valores a utilizar deben de determinarse en laboratorio o planta piloto (Daigger, 2007)

Tabla 3.1 Valores medios de los parámetros cinéticos para bacterias heterótrofas

A. Residual	Coef, de producción máxima		Coeficiente de desaparición de biomasa b (días ⁻¹)	Velocidad máxima específica μ_m (días ⁻¹)	Constante de semisaturación Ks ($\frac{g\ DQO}{m^3}$)
	Y	($\frac{gDQO_{cel.}}{gDQO_{eliminada}}$)			
1. Tratamientos aerobios					
Doméstica		0.6	0.20	4	10
Refinerías		0.5	0.30	2	-
Químicas y petroquímicas	y	0.5	0.25	2	-
Cervecerías		0.56	0.30	4	-
Pulpa de papel		0.5	0.25	1.2	-
2. Tratamiento anaerobio					
Lodos domésticos		0.06	0.10		
Ácidos grasos		0.05	0.12		
Hidratos de carbono		0.024	0.10		
Proteínas		0.075	0.05		

Fuente: Daigger, 2007

IV. Tratamientos biológicos aplicables al grupo BETEX

4.1 Procesos biológicos de cultivo en suspensión

En general todos estos procesos son parecidos y pueden considerarse como variantes del mismo proceso. Las variantes u opciones que se pueden considerar aparecen en la Tabla 4.1, aunque en la práctica sólo se utilizan algunas combinaciones de dichas variantes.

Tabla 4.1 Clasificación de los procesos biológicos de cultivo en suspensión

Tipo de proceso	Aerobio Anóxico Anaerobio
Tipo de reactor	Flujo continuo: Flujo en pistón Mezcla completa Flujo disturbado Flujo discontinuo
Diagrama de flujo	Con recirculación o sin ella. Existe un gran número de esquemas diferentes dentro de los procesos especiales: oxidación por contacto, en cámaras separadas, etc.
Carga másica	Alta carga Convencional Aireación prolongada

Fuente: Ferrer, 2008

Se podrían distinguir cuatro grandes grupos dentro de los procesos de cultivo en suspensión (Ferrer, 2008).

- *Lodos activados*. Son procesos aerobios. En ellos se consigue un gran tiempo de retención celular mediante una recirculación de los lodos, en este sistema se utiliza un sedimentador secundario que clarifica el agua residual tratada que sale del reactor biológico; con ello el lodo biológico se sedimenta y concentra en forma tal que cierta cantidad es recirculada hacia el biorreactor. El aporte del oxígeno se efectúa por medios mecánicos. Los denominados procesos especiales pueden incluirse en el grupo de los lodos activados (Martínez, 2005).
- *Lagunas aireadas*. Son estanques de profundidades de 1 a 4 m en las que el aporte del oxígeno se efectúa por medios mecánicos. La oxigenación de

las aguas residuales se realiza mediante unidades de aireación bien sean superficiales, turbinas o difusores. Son predominantemente aerobias aunque pueden combinarse con procesos anaerobios. El tiempo de retención necesario se consigue con grandes volúmenes del reactor (Ramalho y Jiménez, 1996).

Se distinguen los siguientes tipos de lagunas aireadas (Reglamento Técnico, 2000):

- *Lagunas aireadas de mezcla completa.* Mantienen la biomasa en suspensión, con una alta densidad de energía instalada ($>15 \text{ W/m}^3$). Son consideradas como un proceso incipiente de lodos activados sin separación y recirculación de lodos y la presencia de algas no es evidente. Para estas unidades es recomendable el uso de Aireadores de baja velocidad de rotación.
- *Lagunas aireadas facultativas.* Mantienen la biomasa en suspensión parcial, con una densidad de energía instalada menor que las anteriores (de 1 a 4 W/m^3 , recomendable 2 W/m^3). Este tipo de laguna presenta signos de acumulación de lodos, observándose frecuentemente la aparición de burbujas de gas de gran tamaño en la superficie, por efecto de la digestión de lodos en el fondo. En climas cálidos y con buena insolación se observa un apreciable crecimiento de algas en la superficie de la laguna.
- *Laguna facultativa con agitación mecánica.* Se aplica exclusivamente a unidades sobrecargadas del tipo facultativo en climas cálidos. Tienen una baja densidad de energía instalada (del orden de 0.1 W/m^3), la misma que sirve para vencer los efectos adversos de la estratificación térmica, en ausencia del viento. Las condiciones de diseño en estas unidades son las de lagunas facultativas. El uso de los aireadores puede ser intermitente. Debe ser seguida por una laguna facultativa.
- *Lagunas de oxidación aireadas.* Se emplean generalmente en climas variables. La fuente de oxígeno es principalmente la fotosíntesis y en el invierno se complementa con aireación con difusión de aire comprimido en el fondo. Las condiciones de diseño de estas unidades son las de lagunas facultativas.

Eliminación biológica de nutrientes. Debido a que hay una gran variedad de las aguas residuales existen en la actualidad una diversidad de esquemas de procesos orientados a la eliminación simultánea de materia orgánica y nutrientes, por lo cual, estos son procesos derivados de los lodos activados, aunque muchos más complejos. El proceso de eliminación de fósforo es un proceso de lodos activados que incluye los reactores continuos de mezcla completa (RCTA, por sus siglas en inglés) anaerobio previo, y el de eliminación de nitrógeno, incluye una etapa anóxica previa (Villaseñor, 2001).

Tratamiento de lodos. Se utilizan para la estabilización de los lodos purgados como exceso en los tratamientos biológicos, principalmente en los lodos activados y los lodos primarios. Todos se efectúan en medio líquido, sin recirculación y, los procesos pueden ser aerobios y anaerobios (Ferrer, 2008).

4.1.1 Tipos de reactores

Los procesos de cultivo de suspensión se pueden llevar a cabo en diferentes tipos de reactores. La mayoría son sistemas de flujo continuo en los que los reactores entran y los productos se extraen en forma continua. Sin embargo, recientemente están cobrando importancia los sistemas discontinuos (Ferrer, 2008).

Según Ferrer (2008), los RCTA son frecuentemente utilizados. Así mismo, estos reactores tienen una corriente de alimento (influyente) y una corriente de salida (efluente). Están lo suficientemente agitados como para considerarlos mezcla perfecta, es decir, que la mezcla es homogénea e instantánea de forma que cualquier reactante que entra al reactor como alimento, es dispersado. Por lo tanto las muestras que se toman en cualquier parte del reactor tienen la misma composición. Además, la composición del efluente es la misma que la del reactor.

Para los reactores discontinuos (SBR, por sus siglas en inglés), menciona Ferrer (2008), no reciben flujo influyente mientras que tienen lugar la reacción. En vez de eso, se cargan, se dejan reaccionar y se descargan. Estos reactores se agitan continuamente durante el período de reacción. De forma que el contenido del reactor es homogéneo para un tiempo dado, variando las concentraciones sólo con el tiempo.

En la práctica, la mayoría de los reactores se comportan como no ideales. Sin embargo el estudio de sistemas ideales facilita la comprensión de los procesos bioquímicos. El comportamiento de cualquier reactor puede aproximarse mediante

la combinación de un número suficiente de reactores de mezcla completa, por lo que estos últimos se toman como base de estudio (Castells, 2012).

4.1.2 Balance de sustrato

En el desarrollo que se lleva a cabo se utilizará la fórmula propuesta por Lawrence y Mc Carty desarrollada en 1992 referenciada por Ferrer (2008):

$$r_s = -\frac{\mu_m X S}{Y(K_s + S)} \quad (3.1)$$

Donde:

r_s : velocidad de utilización del sustrato, $ML^{-3}t^{-1}$

μ_m : velocidad máxima específica de crecimiento, $ML^{-3}t^{-1}$

Y : coeficiente de producción máxima, definido como la relación entre la masa de células producida y la masa de sustrato consumido

K_s : constante de semisaturación

X : concentración de biomasa activa, ML^{-3}

S : Concentración del sustrato limitante de crecimiento, ML^{-3}

Reactor continuo de mezcla completa

Por hipótesis, las concentraciones del sustrato en este caso los BETEX (S) y X que son los microorganismos activos son iguales y constantes en todo el volumen del reactor. Asimismo son los valores que se dan en el efluente tratado como se muestra en la figura 4.1:

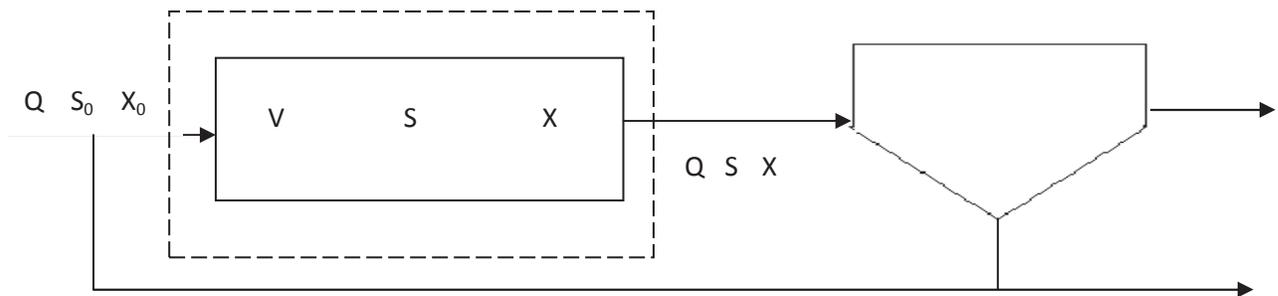


Figura 4.1 Balance en el reactor continuo de mezcla completa

Planteando un balance de sustrato en el tanque en régimen estacionario:

$$\begin{aligned} E - S + G &= 0 \\ QS_0 - QS + r_s V &= 0 \quad (3.2) \end{aligned}$$

Donde:

E: entrada

S: salida

G: Flujo másico

Q: caudal (m³/d).

S₀ y S: concentración del sustrato limitante de la entrada y salida, en g/m³

r_s: velocidad de utilización del sustrato, ML⁻³T⁻¹

V: volumen del reactor (m³).

Sustituyendo por su valor dado por la ecuación (3.6), teniendo en cuenta que el tiempo de residencia viene dado por $\theta = V/Q$ y haciendo operaciones se llega a:

$$S_0 - S = \frac{\mu_m SX}{Y(K_S + S)} \theta \quad (3.3)$$

En las que:

S₀ y S = Concentración del sustrato limitante al entrada y salida, en g/m³

θ = Tiempo de retención hidráulica $\theta = V/Q$

V = Volumen del reactor caudal a tratar (m³/d)

Esta ecuación se suele utilizar de la siguiente forma:

$$\frac{Q(S_0 - S)}{VX} = \frac{\mu_m SX}{Y(K_S + S)} \theta \quad (3.4)$$

Tanque de flujo en pistón (RFP por sus siglas en inglés)

En este reactor los valores de S y X varían a lo largo del mismo tal como se indica en la figura 4.2.

Debido al uso de herramientas informáticas para la simulación y el diseño de procesos de tratamiento de residuos peligrosos, una forma de representar el comportamiento de estos reactores es considerado una serie de N reactores de mezcla completa en serie. Planteando el balance en régimen estacionario de sustrato en cada uno de los RCTA en los que se ha dividido el RFP es posible representar el comportamiento de estos sistemas.

4.1.3 Crecimiento celular

La capacidad de la degradación de BETEX de ciertos microorganismos se conoce desde 1908, cuando Stormer observó la capacidad de la bacteria *Bacillus*

hexabovorum a crecer aeróbicamente en un medio que contiene tolueno y xileno. La capacidad de los microorganismos naturales en el suelo en la degradación de

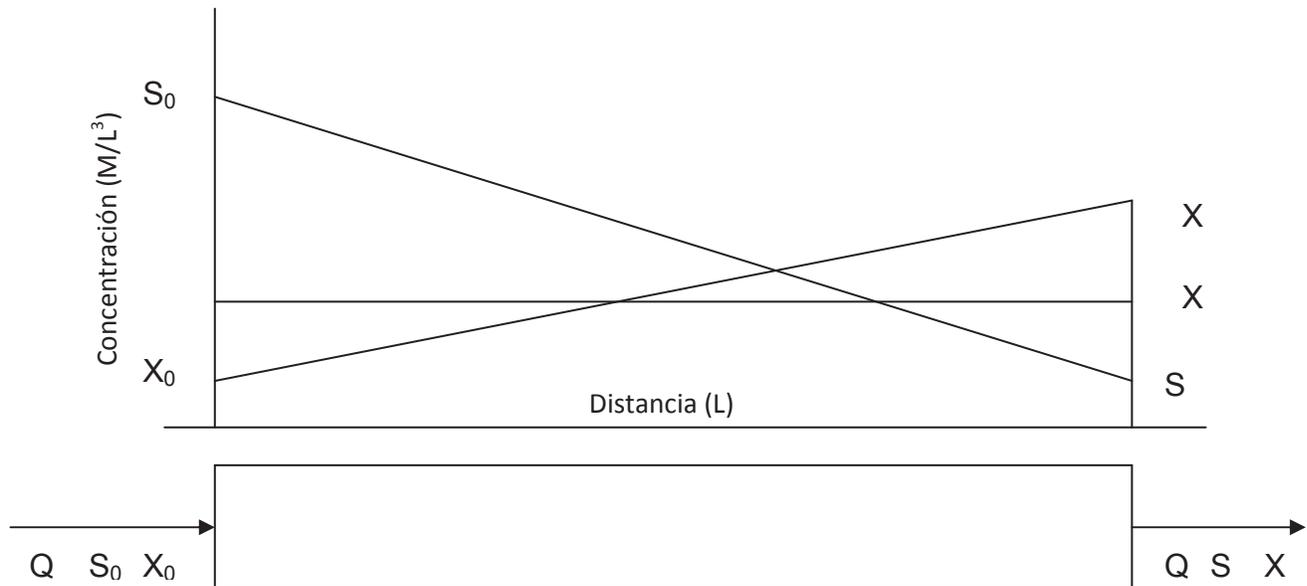


Figura 4.2 Variación de la concentración de sustrato y de microorganismos a lo largo de un reactor de flujo pistón (Ferrer, 2008)

BETEX se demostró por primera vez por Gray y Thornton en 1928 (Christofoletti, et. al. 2010). Estos investigadores, de acuerdo con Gibson y Subramanian (1984) y Corseuil y Álvarez (1996), encontraron 245 especies de bacterias presentes en muestras de suelos no contaminados, de ellos fueron capaces de degradar hidrocarburos. Desde entonces, varios estudios se han llevado a cabo con el fin de averiguar los microorganismos eficientes para la degradación de BETEX, para que pudieran ser utilizados en la remediación ambiental para esta mezcla. Entre estos microorganismos, bacterias del género *Pseudomonas* son citados con frecuencia, tales como *Pseudomonas putida* (Ridgway et al., 1990, Lee et al., 1994, Otenio et al., 2005, Shim et al., 2005 y Lin et al. , 2010), *Pseudomonas fluorescens* (Ridgway et al., 1990 y Shim et al., 2005), *Pseudomonas aureofaciens* (Dou et al., 2008), y *Pseudomonas aeruginosa* (Ridgway et al., 1990), además de otras bacterias como *Microbacterium lactuim*, *Bacillus cereus* (Dou et al., 2008), *Rhodococcus rhodochrous* (Deeb y Alvarez-Cohen, 1999) y los hongos *Cladophialophorasp* (Prenafeta-Boldú et al., 2002).

La determinación del crecimiento es muy importante ya que permitirá encontrar la cantidad de lodos que hay que purgar del proceso para conseguir unas proporciones estables en el mismo.

Se establece el siguiente balance de masa en régimen estacionario en el conjunto de tanque de aireación-decantador secundario:

$$\text{Salida} - \text{Entrada} = \text{Síntesis} - \text{Desaparición}$$

$$Q_w X_r + Q X_e - Q X_0 = -Y r_s V - b X V \quad (3.5)$$

Siendo $Q_w X$, los lodos purgados del sistema, representados también por $Q \Delta X$ (g DQO/ día). Despreciando la concentración de microorganismos en el agua de entrada al proceso biológico y en el agua clarificada, queda:

$$X_0 = X_e = 0 \quad Q \Delta X = Q_w X_r = -Y r_s V - b X V \quad (3.6)$$

El resultado para el reactor de mezcla completa, sustituyendo la expresión de r_s que se obtiene de (3.2), es:

$$Q \Delta X = Y V \frac{(S_0 - S)}{\theta} - b X V \quad (3.7)$$

Y dividiendo por $V X$:

$$\frac{Q \Delta X}{V X} = Y \frac{(S_0 - S)}{X \theta} - b \quad (3.8)$$

A la inversa del primer miembro $V X / Q \Delta X$ que tiene como dimensión tiempo, se le denomina tiempo de retención celular o edad del lodo; se le representa por θ_c y representa el tiempo medio que una célula permanece en el proceso. Este parámetro es muy importante en un proceso biológico y en el proceso de lodos activados se suele tomar como factor de diseño (Ferrer, 2008).

La ecuación (3.8) se expresa pues en la forma:

$$\theta_c = \left(Y \frac{(S_0 - S)}{X \theta} - b \right)^{-1} \quad (3.9)$$

Una vez calculado el θ_c , el exceso de lodos que hay que purgar se determina por la fórmula:

$$Q \Delta X = \frac{V X}{\theta_c} \quad (3.10)$$

4.1.4 Lodos activados

Se llama proceso de lodos activados al conjunto de procedimientos cuyo fundamento es, poner en contacto con el agua residual una masa biológica

existente en un tanque de aireación. La materia orgánica biodegradable contenida en el agua residual es degradada en forma aerobia por microorganismos presentes en los flóculos, en sustancias más simples e inocuas para el ambiente (Martínez, 2005).

Este proceso es el más utilizado en el mundo, para el tratamiento de efluentes líquidos, tanto domésticos como industriales. Las principales aplicaciones son la reducción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo. No obstante, sus debilidades son su alta mecanización, requerimiento de energía y alta sofisticación en la operación. El concepto básico es que los microorganismos, heterogéneos en variedad, se alimentan (oxidación biológica) de las sustancias o sustratos que lleva el efluente, todo esto para formar nuevos microorganismos, con lo cual estos se mantienen en contacto con el agua residual a tratar (Bitton, 2005)

Un esquema general del sistema puede verse en la figura 4.3. Sin embargo, la tendencia actual es la utilización de los procesos de eliminación de materia orgánica como de nutrientes mediante sistemas de cultivo en suspensión con recirculación de lodos (Ferrer, 2008). Los microorganismos que han de separar del sistema para mantener un proceso estable se denominan lodos en exceso y se pueden purgar en uno de los puntos A o B, aunque normalmente se realiza en B. Estos lodos en exceso y los que se recirculan se denominan “lodos activados” y contiene los microorganismos que llevan a cabo la depuración biológica.

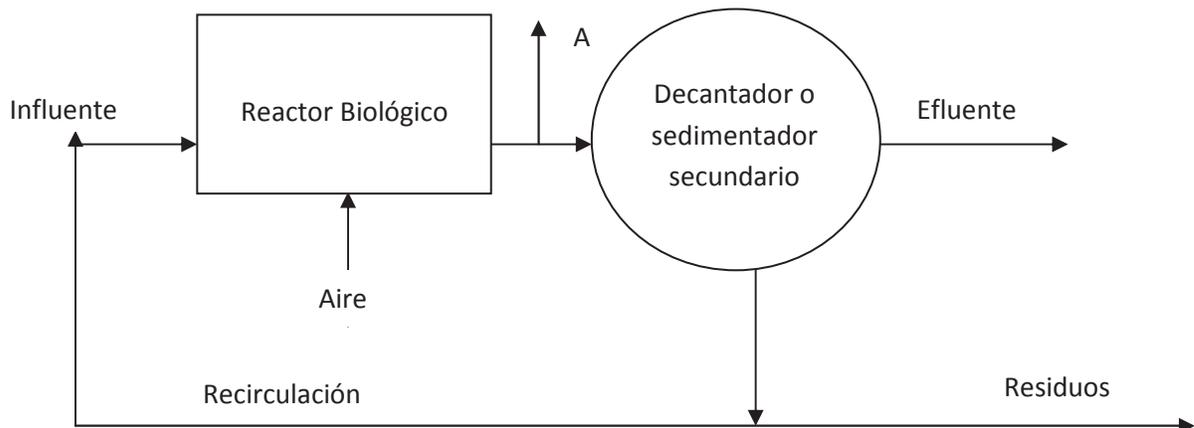


Figura 4.3 Esquema del proceso de lodos activados (Ferrer, 2008)

El proceso de lodos activados fue desarrollado a principios del siglo XX, inicialmente por Fowler, Arden, Mumford y Locked en la planta inglesa de Manchester en donde le dieron este nombre a la suspensión floculante que se sedimenta y se devuelve para “resembrar” el tanque de aireación, con esto encontraron que, al devolver estos sólidos, la oxidación del sustrato se aceleraba

o se activaba. Se pusieron en funcionamiento instalaciones de este tipo en los Estados Unidos de Norteamérica hacia 1920, no obstante hasta los años 1939 y 1940 no se establecieron las bases científicas que permitirán diseñar los procesos con seguridad (Henry y Heinke, 2000).

Desde el principio fue patente el carácter biológico del proceso y la relación existente entre la carga orgánica aplicada y la velocidad de crecimiento de los microorganismos. Los métodos de diseño iniciales eran totalmente empíricos: el tiempo de retención en el reactor no fue uno de los primeros métodos empleados; para aguas muy cargadas en materia orgánica se utilizaban tiempos de retención mayores que los utilizados en las menos cargadas. También se utilizaron varios criterios basados en los kilogramos de DBO aplicados por m³ de reactor y día (carga volumétrica) o bien por kg de microorganismos presentes en el reactor (carga másica). (Ferrer, et. al. 2008)

4.1.4.1 Estructura y dinámica de las poblaciones bacterianas

Generalmente el lodo es de color marrón; si es muy oscuro puede estar cerca de ser séptico; si es más claro puede haber tenido aireación insuficiente y tiene baja velocidad de sedimentación; el lodo bien acondicionado tiene un olor característico de la tierra. Tiende a convertirse en séptico con bastante rapidez y luego adquiere un olor bastante desagradable de putrefacción (Shun, 2007).

La naturaleza de las aguas residuales tratadas determina los tipos de microorganismos que se desarrollan. En este caso las bacterias más comunes para el tratamiento de los BETEX son las bacterias *Pseudomonas putida* (Shim, et. al 2005), que se multiplican rápidamente y al principio están libres en el líquido, pero más tarde se aglutinan para formar el núcleo del flóculo. La mayor o menor tendencia a flocular es diferente para las distintas especies (Ferrer, 2008).

El flóculo según Ferrer (2008), puede aumentar su tamaño por la multiplicación de las bacterias que hay en él, por la adición de materia muerta o viva desde la fase líquida. Durante su desarrollo el flóculo es colonizado por organismos consumidores de bacterias como los protozoos ciliados, nematodos y rotíferos. Por tanto, un flóculo maduro puede considerarse como un microcosmos, cuya población está en un equilibrio dinámico sensible a las condiciones ambientales entre las que se incluyen la composición de los residuos.

Conforme el flóculo crece y aumenta su edad, aumentan las células muertas y los sólidos inertes acumulados. Aunque el flóculo viejo es capaz de absorber sustancias, la oxidación biológica es posible únicamente para las células vivas, produciéndose una disminución de la actividad general del flóculo con la edad. Al

augmentar su tamaño, la difusión de los nutrientes y el oxígeno a las bacterias individuales y la salida de sus secreciones se hacen más difíciles. Por tanto en un cultivo microbiano, cada flóculo puede considerarse que pasa a través de diferentes fases de crecimiento alcanzando la madurez y posteriormente la decadencia cambiando de estructura y actividad, ambas con un significado importante en el proceso de depuración de los BETEX. De los flóculos biológicos que se sedimentan en los tanques finales (también llamados clarificadores secundarios), entre el 25 y el 40 % se devuelve al tanque de aireación. El resto, llamado lodos activados por residuos, debe recibir un tratamiento adicional. (Henry, et. al., 2000).

En los sistemas de lodos activados, con el efluente de residuos peligrosos cabe destacar que para este tipo de tratamiento tomando en cuenta la clasificación de Rich (1987), solo aplica para los Compuestos orgánicos sin metales pesados y los compuestos biológicos (grupos 3 y 6), los BETEX se encuentran dentro del grupo 3 por lo que su tratamiento se puede lograr mediante un sistema biológico.

En un sistema biológico para tratamiento de residuos peligrosos hay una gran variedad de organismos: muchos de ellos encuentran allí un medio inadecuado y, como consecuencia de ello mueren; otros en cambio, al ser favorables para ellas las condiciones del medio, persisten y se multiplican. La composición específica de los lodos activados estará determinada por la velocidad relativa de crecimiento de las especies, la disponibilidad de alimento en competencia con otras especies del mismo nivel trófico y el efecto de la predación de los organismos de niveles tróficos más altos. Aparte de estos factores, las condiciones físicas y químicas de la planta son también importantes en la determinación de la composición específica. Los principales factores son la disponibilidad de oxígeno, el pH, la temperatura y los agentes inhibidores o tóxicos. De todas las especies de un mismo nivel trófico que compiten por el mismo alimento una de ellas se convertiría en dominante. Esta situación debería conducir a la eliminación de las otras especies que compiten. Esto no ocurre debido a las condiciones cambiantes que se dan conforme los lodos pasan a través del sistema, que favorecen sucesivamente a diferentes especies, y a la introducción constante de una flora mixta que mantiene la competencia por el alimento (Ferrer, 2008).

A medida que los lodos maduran, los organismos de los niveles tróficos más altos como los rotíferos y gusanos nematodos se pueden llegar a establecer. El conjunto de organismos presentes en unos lodos maduros tras alcanzar el equilibrio, está relacionado con las condiciones medias de la planta. En la práctica, aunque las bacterias son las principales responsables de la depuración, los

protozoos predadores juegan un papel secundario pero significativo en la producción de efluentes clarificados (Luna, 2006).

4.1.4.2 Factores y parámetros fundamentales del proceso

El diseño del tratamiento biológico en una estación depuradora se basa en el conocimiento profundo de las características del agua a tratar. Los parámetros necesarios para el cálculo del proceso de lodos activados, para el tratamiento de los BETEX son la DQO y la DBO_{lim} (que permite establecer la fracción biodegradable de la materia orgánica), en este caso los SS descompuestos son volátiles y biodegradables. Para los BETEX es de gran importancia conocer la fracción soluble como fácilmente biodegradable, mientras que la materia que se encuentre suspendida deberá sufrir un proceso de hidrólisis previo a su asimilación por los microorganismo, por lo que se considera como lentamente biodegradable. En la tabla 4.2 se recopilan los valores típicos de estos parámetros para un efluente que contiene a los BETEX. (Sainz, 2005).

Tabla 4.2 Características típicas de un efluente que contiene BETEX a tratar con lodos activados

Parámetro	Carga (g/día)	% Soluble
DQO	140	40
DBO	70	40
NKT	10	65
P _{total}	2.5	65
SS Fracción volátil de los SS 80%	80	No reportado

Fuente: Ferrer, 2008.

Para evaluar el sistema de lodos activados en una experimentación reciente se utilizó un reactor continuo de 10 litros de volumen de operación, que se alimentó con un efluente que contenía a los BETEX con las características que se muestran en la tabla 3.2, seguido de un sedimentador de lodos que operó con un tiempo de residencia de 2 días, los Sólidos Suspendidos Totales (SST) promedio fueron de 2200 mg/L, la DBO promedio fue de 1350 mg/L, la relación alimento/microorganismo (A/M) promedio fue de 0.35 días⁻¹ y la tasa de recirculación del 30%. (Rodríguez, 2002).

La figura 4.4 muestra los resultados de DQO y DBO totales a la salida del sistema de lodos activados en esta experimentación, se observa que la DQO total promedio es de 175 mg/L y la DBO total promedio es de 50 mg/L, además también

se ve que los resultados tienen poca dispersión por lo que se puede considerar que el sistema es estable, así como, porque la velocidad de consumo específico de oxígeno se mantuvo en un valor promedio de 0.0173 h^{-1} .

Se observó una buena sedimentación de los lodos biológicos con un Índice Volumétrico de Lodos de 80 mL/g y una relación A/M de 0.35 días^{-1} , además de una buena clarificación del efluente tratado. La concentración promedio de SST del agua residual tratada que contiene a los BETEX después del sedimentador fue de 15 mg/L (Rodríguez, 2002).

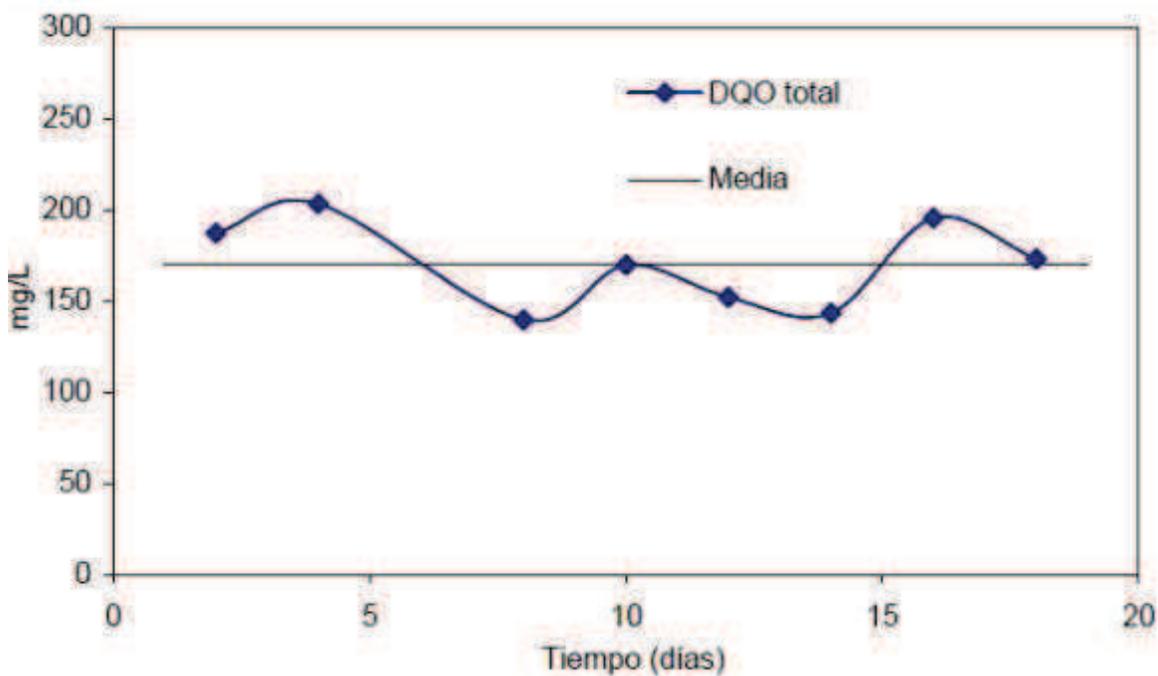


Figura 4.4 Variación de la DQO y la DBO totales del tratamiento de BETEX con sistema de lodos activados (Rodríguez, 2002).

Para el análisis de los BETEX en la salida del agua del tratamiento de lodos activados se realizó un estudio según Rodríguez (2002), con cromatografía, dando como resultado la no detección de estos compuestos a la salida del tratamiento.

4.1.5 Lagunas aireadas

Las lagunas aireadas son cavidades con profundidades de 1 a 4m, son sistemas sin reciclado de lodos, en las que la oxigenación de las aguas residuales se realiza mediante unidades de aireación bien sean superficiales, turbinas o difusores. La diferencia fundamental entre lagunas aireadas y el sistema de lodos activados

es que en éste se lleva a cabo la recirculación de lodo como forma de controlar la cantidad de lodo biológico en el reactor de aireación. Las lagunas aireadas.

La concentración de sólidos en las lagunas es función de las características del agua residual y del tiempo de residencia. Dicha concentración está comprendida entre 80 y 200 mg/L, esto es, mucho menor que la que se utiliza en las unidades de lodos activados convencionales (2000-3000 mg/L) (Ramalho y Jiménez, 1996).

El rendimiento para el tratamiento de los solventes en este caso los BETEX dependerá del tiempo de retención. El efluente o el agua a la salida se decantarán antes de su vertido a su disposición final, con el objeto de separar el agua tratada de los lodos biológicos (Rodríguez, 2002).

El diseño para el análisis de este tratamiento se realiza de forma idéntica como se ha descrito para el proceso de lodos activados pero sin recirculación.

Los valores típicos de θ_c , para las lagunas aireadas para tratar a los BETEX oscilan entre 3 y 6 días para lagunas con recirculación y entre 6 y 8 días o incluso mayores para sistemas sin recirculación. Nótese que si la concentración de biomasa en el alimento (en este caso los BETEX) es despreciable, la edad del lodo coincide numéricamente con el tiempo de retención hidráulico (Jiménez, 2001).

El sistema se complementa por un tanque de separación de biomasa producida, que puede ser un sedimentador secundario convencional, o bien una laguna facultativa. En este proceso no se contempla la recirculación de sólidos del decantador hacia la laguna aireada. Por lo anterior, los sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado presentan concentraciones de 200 y 500 mg/L (Jiménez, 2001).

4.1.5.1 Factores y parámetros fundamentales del proceso

Si se utiliza la tecnología de lagunas aireadas, se recomienda el uso de más de una laguna de tratamiento en serie (tiende a flujo pistón). Se recomienda que la segunda (o última) laguna sea facultativa, debido a que: la última laguna debe cumplir dos funciones: remover casi por completo a los BETEX y decantar parte de los sólidos sedimentables. Esto permite mejorar la calidad final del líquido tratado (removiendo la DBO suspendida). (Díaz, et al., 2005)

La degradación anaerobia, en la laguna facultativa, del material decantado permite ir eliminando a través de este proceso una parte importante del material decantado. La cantidad de material suspendido a la salida de la laguna es relativamente chica, por lo que la DBO suspendida es menor, siendo así, menor la DBO total. Si no se produjera esta degradación biológica anaerobia, este material decantado se iría acumulando a lo largo del tiempo y terminaría colmatando la laguna.

Si la última laguna aireada fuera aerobia, (por definición) el mezclado en ella sería muy bueno, por lo tanto con el efluente que contiene a los BETEX saldrían con todos los sólidos biológicos que se generarían al degradarse. Esto deterioraría la calidad final del líquido tratado al incrementarse la DBO suspendida.

Parte de los lodos que se generan en las lagunas aireadas decantan dentro de ellas (laguna aireada facultativa) y se descomponen anaerobiamente. El resto salen arrastrados con el líquido tratado, que contiene cantidades muy bajas de BETEX.

Algunos proyectistas agregan luego de la última laguna aireada facultativa una laguna de decantación de lodos. Esto para remover mejor los sólidos sedimentables y de esta manera mejorar la calidad del líquido tratado (Díaz, et al., 2005).

En estudios realizados recientemente se tiene que la DQO del efluente que contiene a los BETEX a la entrada es de 1775 mg/L y en la figura 4.5 se muestra cómo es que va disminuyendo con el paso del tiempo con este tratamiento

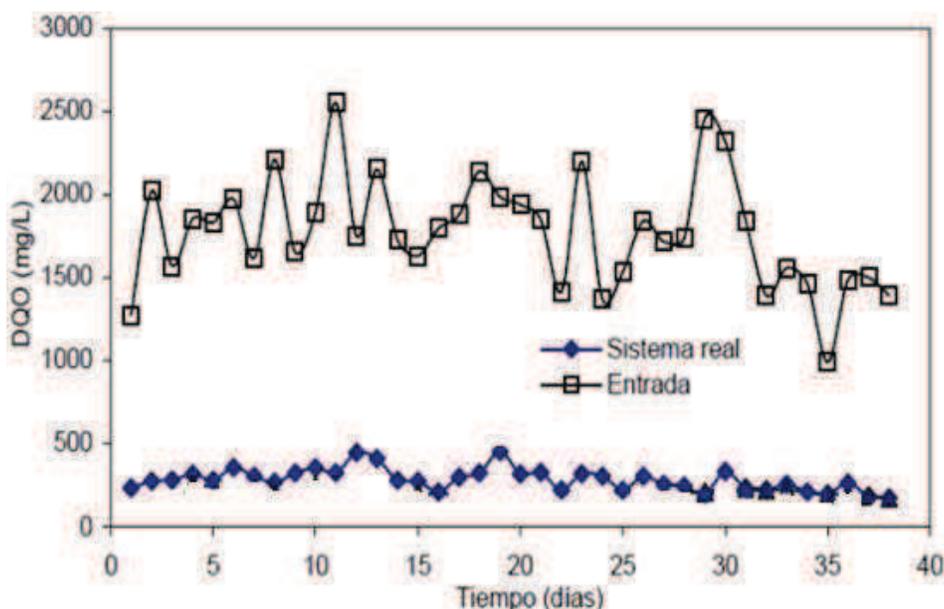


Figura 4.5 Variación de la DQO a la entrada y a la salida de las lagunas aireadas para el tratamiento de los BETEX (Rodríguez, 2002).

Para conocer los resultados del tratamiento de BETEX con este tratamiento Rodríguez (2002), hace un análisis mediante espectrometría de masas y cromatografía de agua a la salida de una laguna de aireación, donde obtuvo los siguientes resultados que se muestran en la tabla 4.3:

Tabla 4.3 Compuestos aromáticos en el agua residual a la salida de la laguna aireada.

Compuesto	Concentración a la entrada (mg/L)	Concentración a la salida (mg/L)
Benceno	444	2
Xileno	444	7
Etilbenceno	444	16
Tolueno	444	3

Fuente: Rodríguez, 2002.

Como se puede observar en la tabla 3.3 se muestran concentraciones muy bajas de los BETEX, cabe destacar que la concentración inicial del efluente a tratar es de 444 mg/L para cada componente, sin embargo, con el sistema de lodos activados según Rodríguez (2002), no se detectaron BETEX con este análisis que realizó.

4.1.5.2 Tipos de aireadores

En las lagunas aireadas, el oxígeno requerido por los microorganismos para la degradación de los BETEX, se provee artificialmente a través de aireadores mecánicos superficiales, los que además suministran la mezcla necesaria para establecer un buen contacto entre las tres fases presentes: gas, líquido y sólido (cumplen dos funciones: suministrar el oxígeno necesario y mezclar). Esto, permite tratar mayores cargas de un efluente que contiene BETEX y de esta manera acortar el tiempo de tratamiento (del orden de algunas semanas). Para un sistema real de lagunas aireadas, la concentración de oxígeno disuelto se mantiene en 3.2mg/L (Rodríguez, 2002).

Algunos de los aireadores utilizados son:

- Aireadores mecánicos superficiales
- Flotante y rápido
- Fijo y lento
- Cilíndrico
- Aireadores por difusión, requerimiento de $O_2 = 2 \text{ kgO}_2/\text{kgDBO}$ removida.

Resulta necesario utilizar varios aireadores, más distribuidos, por posibles fallas, tener en cuenta el radio de acción de los aireadores y disponerlos de manera tal que el radio de acción ocupe la mayor superficie posible.

4.1.5.3 Ecuaciones para el diseño

El diseño de la laguna aireada debe realizarse con los métodos de O'Connor y Eckenfelder (1960) y Ekama y Marais (1980). Que es el siguiente:

$$S_0 - \frac{S}{X_v Pr} = K S \quad (3.17)$$

Donde

S_0 : Concentración del DBO del influente (entrada)

S : Concentración de DBO soluble del efluente (salida)

X_v : Concentración de sólidos volátiles suspendidos en lodo

PR : Periodo de retención

K : Coeficiente cinético

Para el diseño de lagunas aireadas de mezcla completa que contienen al grupo de los BETEX se tienen las siguientes recomendaciones (RAS, 2000):

- Los valores del coeficiente cinético para este proceso que se muestran en la tabla 4.4:

Tabla 4.4 Coeficientes cinéticos para la oxidación bacteriana de moléculas del grupo BETEX.

Sustrato	Coeficiente cinético $K(\text{mg L}^{-1} \text{h}^{-1})$
Benceno	90
Tolueno	75
Etilbenceno	55
Xileno	29

Fuente: Shim, 1998.

- En caso de que se pueda absorber la remoción de DBO con lagunas secundarias, debe adoptarse un período de retención alrededor de 2 días, determinándose la calidad del efluente y el nivel de sólidos en la laguna.
- Los requisitos de oxígeno del proceso (para síntesis y respiración endógena) se determinan para condiciones del mes más caliente.
- La calidad del efluente se determina para las condiciones del mes más frío. Para el efecto se determina el factor de dispersión por medio de la siguiente ecuación :

$$d = \frac{2881 PR}{L^2} \quad (3.18)$$

Dónde:

D: Factor de dispersión

L: Carga de BETEX

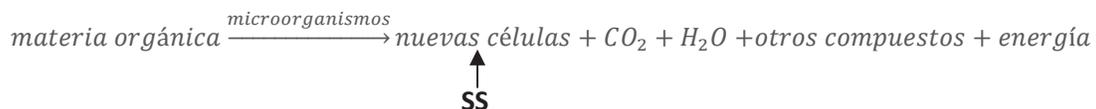
PR: Periodo de retención

- La cantidad de oxígeno del proceso debe calcularse para las condiciones de operación del mes más caliente y deben ser suficientes para abastecer oxígeno a la síntesis de la materia orgánica (remoción de DBO), para la respiración endógena y para la nitrificación. En casos en los cuales se produce desnitrificación (diseño especial en zanjas de oxidación), se descontará el aporte de oxígeno por este concepto.

4.1.5.4 Crecimiento de biomasa

La degradación biológica de los BETEX está asociada al crecimiento de biomasa (material celular).

Dado que en las lagunas aireadas, el oxígeno no es un factor limitante, se debe considerar el crecimiento de material celular (expresado como sólidos en suspensión).



Para establecer la concentración de la biomasa en la laguna y a partir de ésta la producción de lodos en exceso, se plantea:

$$\left[\begin{array}{l} \text{Entrada de} \\ \text{biomasa} \end{array} \right] + \left[\begin{array}{l} \text{Producción neta} \\ \text{de biomasa} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{l} \text{Salida de} \\ \text{biomasa} \end{array} \right]$$

Al material celular que ingresa se lo considera 0 ya que no existe aún este componente cuando el efluente apenas va a ser tratado. La producción de lodos en exceso (masa de microorganismos que salen constantemente del sistema) es:

$$\text{Lodos en exceso} = Q_0 Y(S_0 - S) - k_d XV = \text{crecimiento neto de microorganismos (3.19)}$$

El primer término corresponde a los BETEX removidos o tratados, donde Y es la proporción que se transforma en biomasa (rendimiento). Parte de la materia orgánica se transforma en biomasa (50 – 60%). El segundo término corresponde a la muerte de microorganismos, donde XV es la masa de microorganismos en el reactor, y k_d es el coeficiente de respiración endógena o muerte de microorganismos (Díaz, et. al 2005).

4.1.5.5 Estimación de la temperatura

La temperatura es uno de los parámetros que más influye sobre el proceso biológico en las lagunas aireadas. De ella depende la actividad biológica y la disolución del oxígeno.

Para el diseño resulta imprescindible poder predecir con cierta exactitud la temperatura esperable en el líquido de la laguna.

La técnica más utilizada es la del balance calórico por conducción (Díaz, et. al 2005):

Suposiciones:

- Fluido incompresible
- Variaciones de energía cinética y potencial despreciables
- Mezcla completa
- Calor generado por la reacción biológica despreciable
- Calor aportado por los aireadores despreciable (para lagunas aireadas)
- Pérdida de calor del líquido sólo a través del área superficial de la laguna

$$T_E = \frac{HT_A + \theta_h FT_{AMB}}{H + \theta_h F} \quad 3.20$$

T_E : temperatura del líquido que sale de la laguna y del contenido dentro de la misma (mezcla completa)

T_A : temperatura del líquido que ingresa a la laguna

T_{AMB} : temperatura mínima media invernal.

F : coeficiente global de transferencia de calor

Para la estimación de la temperatura en el líquido de la laguna pueden emplearse correlaciones obtenidas relacionando las temperaturas ambientes y las del líquido en lagunas en operación.

4.2 Procesos biológicos de soporte sólido

En los procesos de soporte sólido la biomasa no se encuentra suspendida en el agua sino fija sobre algún medio de soporte formando una película como se muestra en la figura 4.6. El medio de soporte puede encontrarse fijo en una columna, y el agua fluye formando una fina película, o puede girar alrededor de un eje, moviéndose dentro del fluido, dando lugar a los dos tipos fundamentales de tratamientos mediante cultivo fijo: filtros percoladores y contactores biológicos rotatorios (RBC) (Ferrer, 2008).

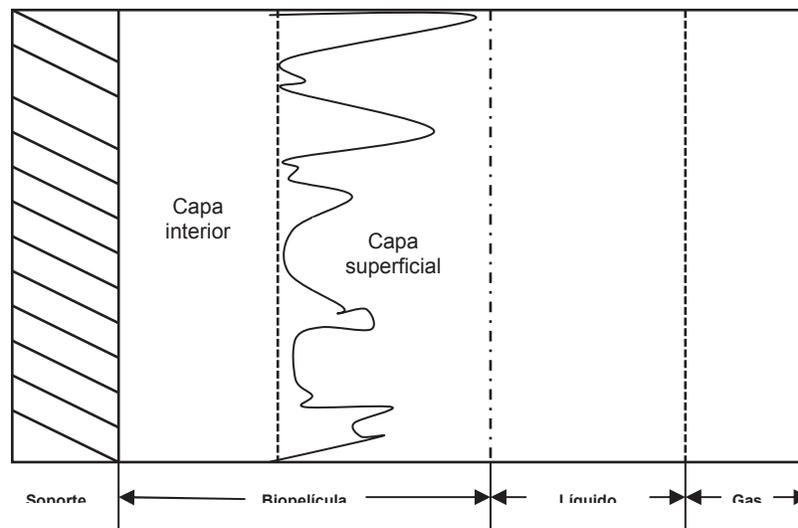


Figura 4.6 Biopelícula

Ferrer (2008), también comenta que el espesor de la película de biomasa (Biopelícula) oscila entre 0.1 y 2 mm y consta de una capa superficial donde el proceso que se realiza es idéntico al de los lodos activados (la materia llega al sistema por transporte convectivo), y una interna donde el transporte de sustrato, aceptor de electrones y nutrientes se produce por transporte molecular (difusión).

4.2.1 Filtros Percoladores

Los filtros percoladores son un relleno cubierto de limo biológico a través del cual se percola el agua residual. Normalmente el agua residual se distribuye en forma de pulverización uniforme sobre el lecho de relleno mediante un distribuidor rotativo del flujo. El agua residual percola en forma descendente a través del relleno y el efluente se recoge en el fondo. En la figura 4.7 se muestra el diagrama de sección típica de un filtro percolador (Ramalho y Jiménez, 1996).

Para las cargas hidráulicas normalmente empleada en estos filtros, el caudal del agua residual a través del lecho del filtro se sitúa en la región laminar, en estos el sustrato se oxida parcialmente para proporcionar la energía necesaria al proceso biológico. Otra parte del sustrato se utiliza para sintetizar nuevo material de constitución del limo. Para poder separar la materia orgánica y coloidal se separa mediante oxidación aerobia, biosorción, coagulación y descomposición anaerobia (Ramalho y Jiménez 1996).

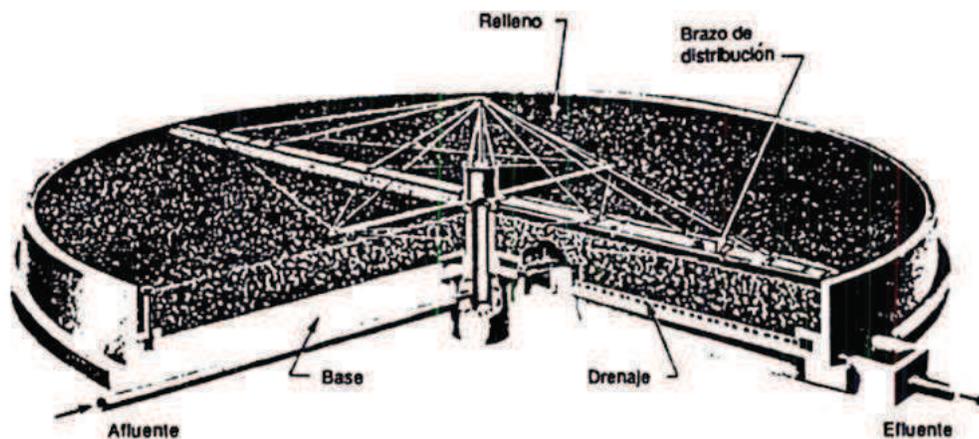


Figura 4.7 Filtro percolador típico (Jiménez 2002).

Los filtros percoladores pueden clasificarse en función de las cargas hidráulicas y orgánicas aplicadas. La carga hidráulica se define como el caudal total, incluida la recirculación, dividido por el área del filtro y la carga orgánica como Kg de $DQO_{\text{biodegradable}}$ /día partido por el volumen total del filtro, incluyendo en la DQO. En función de los valores de las variables anteriores los filtros percoladores pueden

clasificarse en alta carga, baja carga, carga intermedia y filtros de desbaste. (Jiménez, 2002).

También Jiménez (2002) menciona que hay una ventaja importante de los filtros percoladores es la posibilidad de adaptarse a variaciones de caudal o carga orgánica y eso es algo importante ya que pueden implementarse para el tratamiento de BETEX, mediante la recirculación de parte del agua depurada. De esta forma un filtro percolador puede, a lo largo de su vida útil, pasar de funcionar como filtro de baja carga a filtro de alta carga, con rendimiento de depuración no muy diferente.

4.2.1.1 Influencia de la temperatura

La temperatura influye notablemente en la cantidad del efluente de los filtros biológicos. Pueden citarse las siguientes conclusiones obtenidas de un estudio sobre 17 filtros percoladores operando en condiciones reales:

- La eficiencia en invierno es notablemente inferior a la de verano.
- Las bajas temperaturas afectan mucho más a las plantas que recirculan el agua. La recirculación del agua provoca en los meses de invierno un enfriamiento del agua tratada, disminuyendo notablemente la eficiencia del filtro.
- Para cargas orgánicas inferiores a 160 g DQO biodegradable soluble /m³/d las variaciones estacionales de eficiencia son pequeñas.
- Cuando la temperatura del agua y del aire son similares se produce una disminución de la eficiencia, tanto si existe recirculación como si no.

La relación entre eficiencia y temperatura puede evaluarse mediante la expresión siguiente debida a Howland:

$$E_T = E_{20}\theta^{T-20}$$

Donde:

θ = constante; puede tomarse entre 1.015 y 1.045

E_T = eficiencia a la temperatura T.

E_{20} = eficiencia a 20 °C

T = temperatura (°C)

4.3 Contactores biológicos rotativos

Son un procedimiento de depuración biológica en el que la biomasa se fija en un soporte inerte en forma de film biológico, su implementación comenzó a realizarse durante los años 60 del pasado siglo en Alemania. Los sistemas más usados son los biocilindros y los Biodiscos (Marín, et. al., 2003).

Los biocilindros son cilindros perforados, con diámetros entre 2 y 5 m, que en su interior contienen un material soporte, generalmente de plástico con formas muy variadas. Los Biodiscos tienen un diseño ondulado con nervios radiales para permitir la fijación biológica. El desarrollo orgánico se extiende a bacterias, protozoos, rotíferos y demás organismos depuradores implicados en el tratamiento biológico aerobio. (Marín, et. al., 2003).

Este proceso, es tan eficaz como el proceso de lodos activados, requiere un espacio mucho menos, es fácil de operar y tiene un consumo energético inferior una unidad de 3.6m de diámetro y 7.5m de largo puede tener hasta una superficie de 15,000m² de superficie en la figura 4.8 se muestra el diagrama de este proceso (Rigola, 1990). Gupta (2001) señala que a un efluente que contiene una carga orgánica inicial (incluyendo a los BETEX) de 500 ppm, en este proceso, existe una eficiencia de remoción del 87% es decir la concentración del efluente final es de 65 ppm.

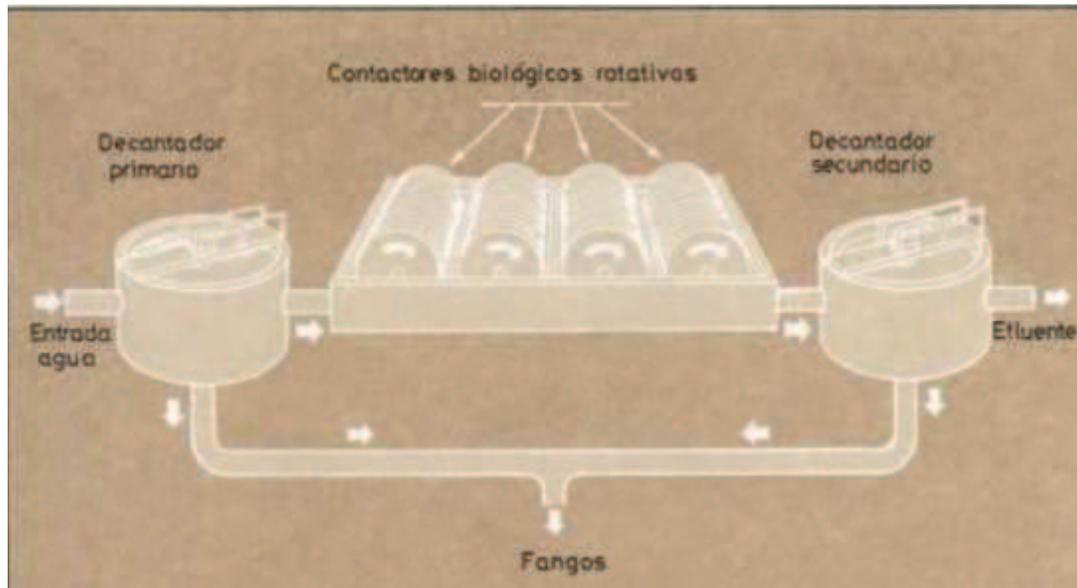


Figura 4.8 Contactor biológico rotativo (Rigola, 1990)

4.4 Biofiltros

Benceno, Tolueno, Etilbenceno, para, meta, y orto-xilenos, colectivamente llamados BETEX, son importantes productos químicos industriales y son compuestos orgánicos volátiles bien conocidos (COV) de la preocupación ambiental y la salud. Debido a un manejo inadecuado y las prácticas de eliminación, y la negligencia o el fracaso de algunas industrias de proceso para adoptar técnicas de eliminación de COV adecuados, estos compuestos frecuentemente pueden ser liberados a la atmósfera ambiente.

Los biofiltros permiten el tratamiento de concentraciones bajas de contaminantes, a altas tasas de flujo de gas. En un biofiltro, los microorganismos adheridos convierten el contaminante en fase gaseosa en productos finales, tales como dióxido de carbono, agua, biomasa y sales. Estudios recientes han evaluado aún con éxito la posibilidad de convertir algunos contaminantes volátiles en productos útiles, como los biocombustibles (Abubackar et al., 2011). La medida en que la purificación biológica de gases residuales puede ocurrir en un biofiltro se ve afectada por varios factores: las propiedades físicas y químicas del contaminante(s), grado de biodegradabilidad del contaminante(s), tasa de carga de contaminantes, la fisiología y ecología microbiana, y otras condiciones ambientales adecuadas, tales como la temperatura, la humedad relativa (HR), y el pH (Kennes y Veiga, 2001 y Jorio et al., 2009). Los escritos para la eliminación de compuestos BETEX en biofiltros con hongos son escasos, aunque algunos autores han investigado la eliminación de compuestos BETEX. utilizándolos en mezclas y en los sistemas de líquidos (Oh et al., 1994 y Prenafeta-Boldu et al., 2002). Una de las principales ventajas de favorecer el crecimiento de hongos en lugar de bacterias para la eliminación de contaminantes hidrófobos en biofiltros es su capacidad para degradar estos compuestos bajo una amplia gama de condiciones de proceso (Kennes y Veiga, 2004).

La mayoría de los estudios publicados en la biofiltración de BETEX (B, T, E, pX, MX y compuestos OX) se llevaron a cabo en el estado estacionario. Sin embargo, las variaciones bruscas de las condiciones de funcionamiento, durante cargas de choque o parada y operación de arranque hace que los sistemas de tratamiento de residuos de gas tengan un comportamiento transitorio y han comenzado a recibir la atención; hay varios estudios recientes que han reportado comportamiento transitorio con un solo contaminante. En aplicaciones de campo, la ocurrencia de condiciones transitorias, ya sea en la forma de un contaminante inesperado choque-carga, o reactor de cierre completo, puede ser ya sea regular o frecuente (Seigneur et al., 2004 y Moe y Li, 2005). Tales operaciones transitorias llevarían a la inestabilidad de la biomasa, perturbación constante entre los estados

y eventualmente afectar a la dinámica de la eliminación de contaminantes y cinética de la reacción en el sistema de tratamiento de gases residuales. La inanición sustrato es también un tipo de choque-carga donde no hay sustrato externo que alimente a la población microbiana, privando así del carbono esencial y fuente de energía. En las industrias de proceso que utilizan a los contaminantes como sustrato se pueden esperar las siguientes condiciones: los cierres durante la noche o fin de semana, el mantenimiento de la planta, mal funcionamiento del equipo, y el cambio regular en la operación del proceso (Nabatilan et al, 2010.). La re-aclimatación después de la inanición para un biofiltro puede variar ampliamente dependiendo del período inanición, de las características de contaminantes, de la actividad microbiana, del material de embalaje, y la configuración del reactor, entre otros. Un conocimiento previo de los tiempos de re-aclimatación tras el apagado de los sistemas de tratamiento de residuos de gases biológicos puede ser importante desde el diseño y rendimiento de la vista del punto (Qi y Moe, 2006).

Mohammad et al. (2007) investigaron la eliminación de BETEX en fase gaseosa en un biofiltro que alcanzó una capacidad de eliminación máxima (ECMAX) de 188 g BETEX m⁻³ h⁻¹ con la eficacia de eliminación de 62% (RE), en más de 212 días de operación continua. Se examinó la respuesta del biofiltro a las cargas de choque de alta / media de BETEX mediante el aumento de sus concentraciones individuales de niveles bajos a altos, y también se verificó la capacidad de recuperación después del biofiltro en períodos de corto y largo plazo de inactividad, y se monitoreó los perfiles de estratificación BETEX lo largo de la altura del biofiltro.

Actualmente, existen numerosas empresas dedicadas al diseño, construcción y operación de sistemas de biofiltración a escala industrial. Los reportes de finales de la década de 1990 indicaban que tan solo en Alemania y en los Países Bajos se encontraban más de 500 biofiltros instalados a nivel industrial. Desde entonces la lista ha aumentado considerando los biofiltros en operación para diversas aplicaciones en países tales como los Estados Unidos de América, Inglaterra, Italia, México, Colombia, Finlandia, Australia, entre otros (ver tabla 4.6). Los biofiltros instalados abarcan áreas que van desde 10 a 2,000 m²; tratando volúmenes de contaminantes en el rango de de 17 a 2,500 m³/min utilizando diferentes bacterias y diferentes especies de hongos como se muestra en la tabla 4.5 (Deshusses 2001).

Tabla 4.5 Microorganismos más comunes usados para el tratamiento biológico de gases

Bacterias	Hongos
<i>Actinomicetes</i>	<i>Actinomyces</i>
<i>Micrococcuscephalosporiumsp.</i>	<i>Penicilliumsp.</i>
<i>Micromonosporavulgaris</i>	<i>Circinella</i>
<i>Bacilluscereus</i>	<i>Cephaloteciumsp.</i>
<i>Streptomicetessp.</i>	<i>Ovulariasp.</i>
<i>Pseudomonasputida</i>	<i>Stemphiliumpsp.</i>
<i>Pseudomonasfluorescens</i>	<i>Scedosporiumapiospermun</i>

Fuente: García-Peña *et al.* 2001, Groenestijin y Hesselink 1993

En nuestro país existen algunos sistemas de biofiltración a nivel industrial. La implementación de estos sistemas de biofiltración a nivel industrial fue realizada por el grupo industrial CYDSA, S.A. de C.V. a partir de la experiencia adquirida a nivel laboratorio y planta piloto de biorreactores diseñados y operados por el grupo de bioprocesos del Área de Ingeniería Química de la UAM-Iztapalapa.

A continuación, se presentan las características de los sistemas de biofiltración a nivel industrial instalados en México:

- ✚ Biofiltro de lecho fijo para el tratamiento de olores de una planta de tratamiento de aguas residuales (Monterrey, México). Capacidad de tratamiento de aire: 300 m³/min.
- ✚ Biocyd-3M. Dos reactores en serie, diseñados para concentraciones altas de CS₂.
- ✚ Biocyd-3. Posiblemente el biofiltro de escurrimiento más grande del mundo. Se utiliza para la remoción de azufre, CS₂ y H₂S (Monterrey, México). Capacidad de tratamiento de aire: 800 m³/min.
- ✚ Biocyd-VOC. Biofiltro de lecho escurrido diseñado para las el tratamiento de COV provenientes de una imprenta (Monterrey, México).

En relación con la investigación básica y aplicada en biofiltración en nuestro país, existen algunos grupos de análisis cuyas líneas de investigación se han enfocado tanto al estudio de fenómenos físicos, químicos y biológicos de estos procesos como al diseño y aplicación de sistemas de biofiltración. A la fecha se han realizado estudios para tratar corrientes de aire contaminado como son: el tolueno, el acetato de etilo, BETEX, el metanol, el isopropanol, el hexano, los vapores de gasolina, Metil tert-butil éter (MTBE) y el etanol a nivel laboratorio y algunos a escala planta piloto.

Actualmente, existen algunos grupos de investigación enfocados a la biofiltración de aire contaminado entre los que se encuentran los siguientes.

- Grupo de tratamiento biológico de aire contaminado de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI), que en colaboración con el Institute de Reserchepour le Développement (IRD), ha desarrollado trabajo de investigación básico y aplicación en la técnica de biofiltración (Acuña 2000, Acuña *et al.* 2002, Ortiz *et al.* 2003, Cercado 2000, Hernández 2002, Magaña 2002, Morales 1999).
- Grupo de investigación en tratamiento biológico del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados (CINVESTAV) del Instituto Politécnico Nacional (IPN), en donde también se realizan estudios sobre materiales utilizados en biofiltración (Ramírez López *et al.* 2003, Kennes y Thalasso 1998, Thalasso *et al.* 2000, Thalasso *et al.* 2001).
- Grupo de biotecnología del Instituto Mexicano del Petróleo, específicamente en el área de biotecnología del petróleo, en donde se busca optimizar la degradación de compuestos recalcitrantes como el MTBE utilizando microorganismos obtenidos de diversos lugares contaminados con gasolina (Morales *et al.* 2003, Morales 1999).
- Grupo de tratamiento de compuestos orgánicos volátiles del Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental del Instituto Nacional de Ecología, en donde se realizan estudios para la caracterización de materiales utilizados en sistemas de biofiltración y estudios a nivel piloto para el tratamiento de fuentes fijas intermitentes de compuestos orgánicos volátiles tóxicos (Cárdenas *et al.* 2001).

Tabla 4.6 Aplicaciones de la biofiltración a escala industrial en diferentes países.

País	Emisiones de COV tratadas
Alemania	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Tratamiento de olores ❖ Olores de pegamento en la fabricación de zapatos ❖ Producción de especia para sopas ❖ Sabores y fragancias
Australia	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Tratamiento de olores, COV y compuestos tóxicos ❖ Sabores y fragancias
Austria	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Producción de abrasivos ❖ Fermentación de levadura ❖ Aromatizantes de baño
Canadá	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Tratamiento de olores y biorremediación.

	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Tratamiento de COV y algunas emisiones tóxicas
Colombia	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Tratamiento de aguas residuales
Dinamarca	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Tratamiento de olores de la industria alimenticia ❖ Producción de levaduras
Estados Unidos de América	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Tratamiento de olores ❖ Tratamiento de COV, remoción de partículas originadas de la descomposición de aceites ❖ Tratamiento de olores ❖ Tratamiento de COV ❖ Tratamiento de COV y olores causados por químicos ❖ Tratamiento de olores ❖ Tratamiento de emisiones industriales
Francia	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Producción de concreto polímero
Holanda	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Tratamiento de olores ❖ Producción de composta para crecimiento de hongos ❖ Sabores y fragancias ❖ Secadores por aspersión ❖ Ventilación de cuartos
Italia	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Tratamiento de emisiones con formaldehído y olores emitidos por la industria alimentaria
México	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Producción de celofán y rayón ❖ Tratamiento de aguas residuales
Reino Unido	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Sabores para alimentos ❖ Secadores por aspersión ❖ Producción de composta ❖ Sabores y fragancias

Fuente: Cárdenas, et. al., 2003

4.4.1 Biofiltro de aire de lecho de goteo controlado

El tratamiento de compuestos orgánicos se logra efectivamente mediante el uso de los sistemas biológicos, ya que proporcionan un trato respetuoso al medio ambiente y son de bajo costo, en comparación a otros métodos tales como la incineración, la oxidación catalítica y adsorción. Los sistemas biológicos funcionan mejor para el tratamiento de grandes volúmenes de gases residuales que contienen bajas concentraciones de contaminantes biodegradables (Crocker y Schnelle, 1998; Deviny et al, 1999; Delhoménie y Heitz, 2005). El tratamiento biológico tiene el potencial de no producir problemas de efluentes secundarios.

Los biofiltros se consideran como uno de los métodos más prometedores para el tratamiento de compuestos orgánicos volátiles. Se componen de una columna rellena con materiales biológicamente activos tales como células inmovilizadas y medio polimérico o inorgánicos, en el que se inmoviliza la masa microbiana que se adjunta.

Los biofiltros de aire de lecho de goteo controlado (BALGC ó TBABs, por sus siglas en inglés) son adecuados para el tratamiento de volúmenes relativamente elevados de compuestos orgánicos volátiles compuestos debido a su ambiente controlado. Un BALGC a escala de laboratorio (Hassan, 2009), se utilizó para el tratamiento de una corriente de aire contaminada con benceno bajo diferentes regímenes de carga que van desde 7.2 a 76.8 g/m³h. El BALGC se hizo funcionar a pH 7 y 25 °C. Los resultados de varias investigaciones reportan un éxito la degradación de una serie de compuestos en los biofiltros como el benceno, tolueno y p-xileno (Lee et al, 1993, 1994; Kelly et al., 1996).

El rendimiento constante a largo plazo de un BALGC para el benceno depende de varios factores uno de los cuales es el exceso de cantidad de biomasa acumulada dentro del lecho. Para el control de la biomasa se pueden usar estas estrategias, se puede utilizar en el estudio un lavado a contracorriente de 2 días por semana durante 1 h, sin alimentación de benceno y el estancamiento (no hay flujo de benceno, aire y nutrientes durante un período de 2 d / semana). (Hassan, 2009)

Para una carga de benceno de 34.1 g/m³h, la eficiencia de remoción constante se logró en un 98%. En condiciones máximas, esto es a 76.8 g/m³h, la eficiencia de eliminación es superior a 80% controlando a la biomasa dentro del lecho.

De los principales factores que afectan a la biodegradación en un biofiltro es la constante de la ley de Henry (CLH). El benceno, aunque todavía se considera insoluble, la CLH relativamente más alta hace que sea un buen candidato para ser utilizado como sustrato de un biofiltro.

Otro desafío que enfrenta la biofiltración es la alimentación irregular de carga los compuestos orgánicos y la composición en las instalaciones industriales (Fitch et al., 2002). El flujo de aire contaminado podría detenerse por completo en un fin de semana o en los días festivos (Martin y Loehr, 1996). Durante los periodos de no uso, la actividad microbiana en el biofiltro podría disminuir (Cox y Desheusses, 2002). Por otra parte, un buen rendimiento podría ser mantenido después de los apagones de corta duración (Dirk-Faitakis y Allen, 2003), pero se vio afectado significativamente por períodos más de 2 días (Moe y Qi, 2004).

El BALGC se construye de siete tramos cilíndricos de vidrio con un diámetro interno de 7.6 cm y una longitud total de 130 cm. Que está lleno de bolitas de tierra de diatomeas biológica. El BALGC trabaja a una temperatura constante de funcionamiento de 20 °C y operado a contracorriente.

En estudios recientes, la biodegradación de benceno en BALGCs es estudiado principalmente en una mezcla de benceno, tolueno, y xileno (Maliyekkal et al., 2004) o el benceno, tolueno, etil benceno y xileno (BETEX) (Sorial et al, 1997;.. Lu et al, 2002; García-Peña et al., 2008). La máxima capacidad para remover al benceno en la literatura como se muestra en la Tabla 4.7 es 34 g/m³h por Lu et al., 2002, además en esta tabla se muestra los diferentes porcentajes de remoción encontrados en la literatura. Cuando solo se tiene al benceno como contaminante este valor de remoción es casi la mitad del valor reportado por el estudio de Hassan (2009) que es de 60.8 g/m³h.

Tabla 4.7 Eficiencia de distintos biofiltros para la eliminación de benceno.

Tipo	Mezcla	Medio	Carga (g/m ³ h)	Concentración Del influente (g/m ³)	Capacidad de eliminación (g/m ³ h)	Remoción %	Lecho	Referencia
BALGC	Benceno puro	Pellets	<76.8	<2.6	<60.8	>80	Lodos activados	Hassan, 2009
BALGC	BETEX	Pellets	<21.0	<0.8	<21.0	96	Lodos activados	Sorial et al. (1997)
BALGC	BETEX	Partículas de carbón	<42.9	<2.6	<34.3	80	Lodos activados	Lu et al. (2000)
BALGC	BTX	Hojas de PVC	37.8	0.8	27.5	80	Lodos activados	Maliyekkal et al. (2004)
Biofiltro	BETEX	Bagazo de caña de azúcar	68.9	1.3	44.9	65	Composta	Mathur et al. (2007)
Biofiltro	BETEX	Vermiculita	36.0	1.0	10.0	27.8	<i>Paecilomycesvariotii</i>	García-Peña et al. (2008)
Biofiltro	Benceno puro	Bagazo de caña de azúcar	6.1	0.1	3.8	63	<i>Pseudomonassp. NCIMB 9688</i>	Sene et al. (2002)
Biofiltro	Benceno puro	Carbón activado granular	23.3	0.7	20.1	75-98	Lodos Activados	Kim, (2003)
Biofiltro	Benceno y Etileno	Carbón activado granular	3.1	0.1	3.1	100	Lodos Activados	Kim, (2003)
Biofiltro	Benceno	Composta en polvo	24.8	0.2	20.1	81	Composta	Zilli et al. (2005)

Fuente: Hassan, 2009.

4.4.2 Filtro de composta-carbón activado para flujos de aire

En un experimento realizado por Albumaizar (1996) tres columnas de biofiltros a escala de laboratorio se hicieron funcionar durante 82 días para investigar la

eliminación de benceno, tolueno, etilbenceno, y o-xileno (BETEX) a partir de una corriente de gas residual. Las columnas contienen una mezcla de desechos de jardín y composta como material de base del biofiltro. Diferentes cantidades de carbón activado granular (CAG) se mezclan con la composta en dos de las tres columnas para evaluar el grado en que el rendimiento se puede mejorar biofiltro. Las columnas muestran la utilización preferencial de benceno seguido por tolueno, etilbenceno, y o-xileno, respectivamente. La eficiencia de remoción es de $\geq 90\%$ y se logro esto para concentraciones de entrada de ≥ 200 ppm de cada uno de los compuestos BETEX y una tasa de carga de gas de $17.6\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ en todas las columnas durante el período de este estudio. Durante los aumentos repentinos en la velocidad de flujo de gas y de la concentración del influente BETEX, los biofiltros que contienen CAG mostraron una eficiencia de eliminación significativamente más alta y una operación más estable que el biofiltro que contiene sólo composta.

Como una tecnología de control de la contaminación del aire, el uso de biofiltros microbianos para el tratamiento de flujos de aire contaminado con vapores de compuestos BETEX es fiable, altamente eficiente y fácil de operar y mantener. La Biofiltración tiene una serie de ventajas en el tratamiento de corrientes de aire contaminadas de baja concentración. Además de su alta eficiencia de remoción y bajos costes de capital y de operación, que no genera subproductos indeseables y convierte muchos compuestos orgánicos e inorgánicos en productos de oxidación inofensivos (por ejemplo, agua y dióxido de carbono). (Kocher, et. al. 1996)

Aunque la composta de residuos utilizado en este estudio es un medio de biofiltro adecuado para la eliminación de BETEX de corrientes de gas residual en condiciones de funcionamiento adecuadas, sus propiedades únicas son significativamente mejoradas después de que se mezcló con cantidades relativamente pequeñas de carbón activado granular. Dos de las principales ventajas de la adición de carbón activado son la capacidad de amortiguación mejorada de los biofiltros a diferentes cargas de choque que pueden ocurrir como resultado de incrementos en la concentración de contaminantes influente o en los caudales de gas contaminadas, y la mejora de la eficiencia general de eliminación bajo el mismo las condiciones de funcionamiento.

Cuando el sistema de biofiltro es operado a tasas moderadas de carga de gas bajas (menos de $17.6\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$), la humidificación de la corriente de aire contaminado por purga en un recipiente de agua es suficiente para mantener el contenido de humedad de los medios de comunicación dentro de biofiltros los límites óptimos (40-60%). A tasas de carga de gas más altas, los medios de comunicación biofiltro muestran una disminución en el contenido de agua en las

proximidades de la entrada de la columna de la corriente de gas. Además de humidificar el aire afluente, el mantenimiento de los medios de comunicación en una condición húmeda rociando agua en la parte superior era necesario. Esta situación también puede ser remediada mediante el empleo de operación de contra-corriente con la introducción de la corriente de gas contaminado en la parte inferior de la columna.

Aunque varias ventajas se han observado en relación con el uso de CAG para mejorar el rendimiento de los menos costosos biofiltros de composta, se necesitan más investigaciones para desarrollar una metodología para estimar la cantidad óptima de CAG necesarios para las aplicaciones específicas para lograr el equilibrio deseado entre los costos de operación y biofiltro.

4.4.3 Biofiltración de BETEX por el hongo *Paecilomyces variotii*

Dado que muchas cepas de bacterias metabolizan BETEX, su biodegradación ha sido ampliamente investigado; las primeras investigaciones se llevaron a cabo para estudiar la eliminación de sustratos individuales por cepas bacterianas aisladas (Gibson et al, 1990, Assinder y Williams, 1990 y Smith, 1990.). Con el aumento de la contaminación de las aguas subterráneas y el suelo, las investigaciones de las interacciones BETEX con varios componentes se han vuelto más frecuentes. Muchos informes han mostrado efectos antagonistas (inhibición) o beneficioso (mejora o co-metabolismo) de sustratos mixtos o cultivos (Alvarez y Vogel, 1991, Chang y col., 1993, Oh et al., 1994 y Shim y Yang, 1999). Las enzimas inducidas son relativamente no específicas y sus vías metabólicas contienen un alto grado de convergencia que permite la utilización eficiente de una amplia gama de sustratos de crecimiento. Dentro del grupo BETEX, el o-xileno ha demostrado ser particularmente resistentes a la degradación bacteriana (Álvarez y Vogel, 1991 y Bibeau et al., 2000).

Se ha realizado un número menor de investigaciones con hongos a pesar de los prometedores resultados que se han obtenido en la degradación de BETEX en biofiltros (Maestre et al., 2007). Woertz y Kinney (2000) informaron de que *Exophialalecanii-corni* no era capaz de degradar benceno en cultivos líquidos. Qi et al. (2002) evaluaron cinco especies de hongos por su capacidad para asimilar nueve compuestos orgánicos volátiles (COV) que se encuentran comúnmente en las emisiones de gas de escape industriales, hidrocarburos aromáticos, cetonas, y ácidos orgánicos. Estos autores mostraron que el hongo *E. lecanii-corni* y *Cladosporium sphaeros permum* pueden oxidar cada uno de los nueve compuestos orgánicos volátiles: benceno, etilbenceno, tolueno, estireno, metiltil cetona, metilisobutil cetona, metilpropil cetona, acetato de n-butilo, y acetato de 3 -

etoxipropionato. El mismo estudio mostró que *Phanero chaetechry sosporium* fue capaz de degradar todos los compuestos orgánicos volátiles ensayados excepto estireno y *Cladosporiumresinae* los ácidos orgánicos, cetonas, y algunos compuestos aromáticos, pero no fue capaz de crecer con benceno. La capacidad de *E. lecanii-corni* para degradar el benceno está en aparente contradicción con los hallazgos reportados anteriormente (Woertz y Kinney, 2000), pero los autores sugieren que las condiciones de cultivo, el crecimiento, y la fuente de nitrógeno podrían haber favorecido la actividad metabólica. Prenafeta-Boldu et al. (2002) estudiaron la biodegradación de BETEX por el hongo *Cladophialophorasp. cepa T1*. El benceno, no se metaboliza pero los componentes de alquil-benceno fueron completamente asimilados como fuentes de carbono y energía, mientras que diferentes cantidades de los isómeros del xileno fueron co-metabolizados. Recientemente, Nikolova y Nenov (2005) informaron el potencial de *Cladophialophorasp* y *Cladosporiumsp* para la degradación de los BETEX, y demostraron que ninguna de estas cepas de hongos fue capaz de degradar benceno, etilbenceno, mientras que era fácilmente degradado en los otros casos. *Cladosporium* asimiló al orto- y meta-xileno sólo en presencia de tolueno, mientras *Cladophialophora* degradado estos isómeros de xileno como sustrato individual y en mezclas con tolueno y el p-xileno se eliminó parcialmente en todas las pruebas.

Los estudios desarrollados con *Paecilomycesvariotii* CBS115145 han demostrado que la cepa fúngica tiene la capacidad de degradar eficazmente tolueno (García-Peña et al., 2001). Su crecimiento con diversos sustratos sugiere que tiene diferentes vías metabólicas para degradar compuestos aromáticos mono-, lo que podría dar al microorganismo la capacidad para degradar otros sustratos aromáticos (García-Peña et al., 2005).

El objetivo de este estudio fue investigar la degradación de BETEX por *P. variotii* en lote y en experimentos de biofiltración. Su capacidad como hongo para metabolizar a los compuestos BETEX se evaluó con cada componente de manera individual; mezclas binarias también se utilizaron para determinar los efectos de las interacciones en el patrón de degradación de tolueno, etilbenceno y benceno. La eliminación de los BETEX se estudió en un sistema de biofiltración donde la asimilación del benceno se corroboró con ensayos enzimáticos así como el tolueno gaseoso

La degradación de BETEX se evaluó como sustratos diferentes y en mezclas, en cultivo líquido, y en biofiltros empacados con el hongo filamentoso *Paecilomycesvariotii* por Garcia-Peña en el 2008. Los BETEX se utilizaron diferencialmente con el hongo *P. variotii*: en el caso del tolueno se degradó completamente, seguido de etil-benceno, el benceno fue parcialmente asimilado

(45%), de manera similar a m- y p-xilenos, mientras que o-xileno era sólo el 30% se metaboliza en cultivo líquido. Las recuperaciones de carbono como el CO₂ fueron 48, 40, y 53% para el tolueno, benceno, y etil-benceno, respectivamente. Además el tolueno inicial permitió la eliminación completa de m-xileno en 12 días. En mezclas de benceno, benceno-tolueno, benceno-acetato, la tasa de degradación de tolueno (0,27 mg l⁻³ h⁻¹) fue menor que la obtenida con sólo tolueno (0,37 mg l⁻³ h⁻¹), mientras que para etilbenceno la tasa fue de 0,15 mg l⁻³h⁻¹ como sustrato único y 0,10 mg l⁻³h⁻¹ en la mezcla de benceno-etilbenceno. La degradación de benceno también se vio afectada negativamente por tanto tolueno y etil benceno. Los análisis enzimáticos mostraron actividad de oxidación de benceno. En los experimentos de biofiltración se alcanzaron las capacidades totales medios de eliminación de carbono (TCECs) de 70 gCm⁻³h⁻¹ y un máximo de alrededor de 110 gCm⁻³h⁻¹ para la mezcla de BETEX para el tolueno, etilbenceno, y benceno la eliminación de carbono (ECs) fueron alrededor de 70 gCm⁻³h⁻¹, 40 gCm⁻³h⁻¹, y 10 gCm⁻³h⁻¹, respectivamente.

4.5 Fitorremediación

4.5.1 Eliminación de BETEX con el organismo *Canna x Generalis*

Los BETEX (benceno, tolueno, Etilbenceno y xilenos) son compuestos orgánicos volátiles (COV), que se utiliza como disolvente en muchas industrias y también se encuentra en los derivados del petróleo tales como gasolina. Debido a su volatilidad y solubilidad en agua, están ampliamente distribuidos en el medio ambiente, pero por lo general cerca de los sitios de producción de petróleo y gas natural. En el suelo, la contaminación por BETEX puede dar lugar a concentraciones en el intervalo de 10-10.000 mgL⁻¹ (Church et al., 2001). Como estos productos químicos son perjudiciales para la salud, muchas técnicas de limpieza se han desarrollado. Sin embargo, cada técnica tiene su propia desventaja. Burbujeo de aire y la incineración tienen altos costos de operación, mientras que la biorremediación por microorganismos tiene un problema con la adherencia de los microorganismos a la superficie del suelo evitando que la dispersión en la zona contaminada (Collins et al., 2002). La fitorremediación es una técnica de bajo costo y aceptado públicamente como una alternativa que implica la absorción de contaminantes por diversas partes de la planta. Schnoor (1997) sugirió que los árboles *phreatophytic* (álamo, sauce, álamo y álamo) y gramíneas (centeno, sorgo y festuca) podrían utilizarse para restaurar las áreas contaminadas con BETEX. Para limpiar el área contaminada BETEX en el antiguo sitio de la Refinería de Amoco, Casper, Wyoming, EE.UU., se utilizaban (Haberl y col., 2003): los sauces (*Salix*spp.), Junco (*Scirpus*spp.), Caña (*Phragmitesaustralis*), por otra parte Narayanan et al. (1998) indicaron que la

evapotranspiración asociada con las plantas de alfalfa influido significativamente en el movimiento vertical de tolueno de la zona saturada a la zona no saturada del suelo, por lo tanto, minimizando la lixiviación en el agua subterránea.

La *Canna spp* puede ser utilizado para remediar los contaminantes en el agua y el suelo (Boonsaner, 2011). Boonsaner menciona que el *canna*, es una planta ornamental de origen tropical. Se puede obtener fácilmente y crecido en la mayoría de los países del mundo, siempre y cuando reciban al menos seis horas de sol promedio por día. Además, se puede cultivar en la mayoría de tipos de suelo que puede ser una limitación para otras especies de plantas u otras técnicas de remediación de suelo. Además, el *canna* es capaz de estar en suelos húmedos como los humedales o las riberas de los ríos, lo que esta planta que se utiliza no sólo para la recuperación de suelos, sino también para el tratamiento de aguas residuales en las zonas de humedales. Prasad y Freitas (2003) informaron de que *Canna × generalis* podría ser utilizado para la fitoextracción de plomo en soluciones hidropónico y Wu et al. (2007) encontraron también que esta especie *canna* podrían eliminar el cadmio en el suelo. Li et al. (2009) empleado *Canna indica* para adsorber los metales pesados (cadmio, níquel y zinc) a partir de lodos contaminados mientras Cui et al. (2010) utilizaron la misma especie *canna* para eliminar aproximadamente el 30% del nitrógeno total en el afluente de un humedal artificial de flujo vertical. Para los compuestos orgánicos, Wilson et al. (1999) sugirieron que la *Canna hybrida* puede ser una buen candidata para la fitorremediación de la simazina, mientras que Cheng et al. (2007) encontraron la *Canna indica* tenía potencial para la fitorremediación de los pesticidas.

Además de las especies de plantas, las propiedades del suelo y propiedades de contaminantes químicos son también factores importantes que afectan la eficiencia de la fitorremediación. El suelo es un sustrato para el cultivo de la planta y puede afectar a la captación de un compuesto en la planta. Cuando una sustancia química se adsorbe en las partículas del suelo, su biodisponibilidad a la planta disminuye. Topp et al. (1986) han mostrado una relación inversa entre el factor de concentración raíz (RCF, la relación de la concentración de un compuesto en la raíz a la concentración en el suelo) y la capacidad de sorción del suelo de un compuesto. El contenido de agua del suelo también puede influir en la capacidad de sorción de un producto químico. Sparks (2003) sugirieron que la adsorción de una sustancia química a las partículas del suelo fue mayor en suelo seco (20% de contenido de agua w / w) y fue menor en suelo húmedo (contenido de agua > 40% w / w).

En cuanto a la influencia de las propiedades físico-químicas de una sustancia química en una planta, Briggs et al. (1982) y Ryan y col. (1988) sugirieron que los

productos químicos con hidrofobicidad moderada son más propensos a ser absorbido por las plantas, mientras que los compuestos con un poco más de esta propiedad podrían trasladar desde la raíz hasta la parte de la planta superior. Estudios previos indicaron que el grupo BETEX, se acumula en las raíces y translocado a disparar tejido a través de la corriente de transpiración de la planta (Collins et al., 2002). Burken y Schnoor (1999) informaron que el benceno fue absorbido por las raíces de los álamos híbridos y un 20% se transportó a los brotes. Pruebas fitorremediación piloto, llevado a cabo durante 1999 y 2000 en un área contaminada con gasolina en la ciudad de Athens, Georgia, EE.UU., sugirió que los compuestos BETEX se recogieran a través de la corriente de transpiración y se acumulan en las ramas y hojas de los sauces, álamos negros, totora, Burreed, nativo juncia, punta de flecha y junco (O'Niell y Nzengung, 2004)

El objetivo de este estudio fue investigar la bioacumulación de BETEX en la planta de *canna* (*Canna × generalis*) con el fin de determinar la eficacia del canna de fitorremediación de suelos contaminados BETEX. El estudio de laboratorio incluyó experimentos en suelo / agua partición y una investigación sobre la degradación de BETEX en el suelo, lo que podría afectar a la bioacumulación de BETEX en el canna. También se realizaron experimentos en los diferentes contenidos de agua del suelo ya que el contenido de agua en el suelo, podría afectar el proceso de partición en la planta de bioacumulación. Además, los factores de bioacumulación de los compuestos de ensayo, expresados ya sea como factor de concentración de la raíz (RCF) o factor de concentración de rodaje (SCF), estaban relacionadas con sus propiedades físico-químicas con el fin de cuantificar el papel de esas propiedades en el proceso de bioacumulación.

El suelo y las plantas de *achira* (*Canna × generalis*), utilizados en el trabajo de Boonsaner fueron obtenidos de la Estación de Investigación de Cuencas Yom, provincia de Phrae, Tailandia. Ambos fueron examinados para la contaminación antes de comenzar cualquier experimento y que estén libres de los compuestos BETEX. Para el suelo, la muestra se secó al aire, se tamizó a 2 mm de tamaño y se esterilizó durante 30 minutos a 121 ° C y 0,1 mPa en días consecutivos a prevenir la posible degradación microbiana de BETEX añadido. Con la preparación de la planta, las plantas *canna* con el rizoma y la raíz se cultivaron en suelo no contaminado por un mes, y luego, se seleccionaron aquellas plantas sanas de tamaño similar para los experimentos. Para cada planta, se midieron el número de hojas, peso y altura, incluyendo la longitud de la raíz y el rizoma y se registra para determinar el crecimiento en el final del experimento (Li et al., 2009). El tamaño promedio de las plantas *canna* utilizados en los experimentos fueron los siguientes: disparar a 40-45 cm de altura, con 82 a 136 g de peso húmedo; rizoma

5-10 cm de largo con 87-97 g de peso húmedo y las raíces de 12 a 16 cm de largo con 14-15 g de peso húmedo.

La eficiencia de la planta de *canna* para eliminar los compuestos BETEX desde el suelo contaminado se reflejó por el agotamiento de estos compuestos en el suelo, en la tabla 4.8 se muestran los resultados obtenidos. De lo que se obtuvo a partir de los experimentos de Boonsaner, se mostro que la bioacumulación en la *canna* puede eliminar aproximadamente el 80% de los BETEX en 21 días y las constantes de velocidad de agotamiento de estos compuestos en el suelo fueron más grandes que $0,07 \text{ día}^{-1}$ como se muestra en la tabla 4.9. Cuando se compararon las constantes de velocidad de agotamiento a $K > 0,24 \text{ día}^{-1}$ y $K > 0,33 \text{ día}^{-1}$ para suelo cubierta y el suelo descubierto, respectivamente, las constantes de velocidad de agotamiento eran muy diferentes. El factor que podría ser responsable de estas diferencias es la temperatura. Los experimentos de bioacumulación se llevaron a cabo a 25 ° C , mientras que los experimentos de depleción de BETEX en los suelos cubiertas y no cubiertas se llevaron a cabo a 33 ° C . La temperatura ambiente superior podría mejorar los procesos de degradación de los compuestos de ensayo en el suelo como consecuencia de sus constantes de velocidad. Además, cabe señalar que el experimento fue bioacumulación deliberadamente establecido mediante la plantación de la *canna* en el suelo cubierto para proteger los compuestos de ensayo de la evaporación y la fotólisis. Por lo tanto, cabe esperar que el agotamiento de BETEX en el suelo en este experimento para ser principalmente de la absorción de la planta de *canna*.

Tabla 4.8 Remoción de BETEX en suelos con diferentes contenidos de agua en el suelo

Experimento con un 20% de contenido de agua del suelo				
	Concentración en el suelo (mg/ kg peso seco)		Concentración de la pérdida (mg/ kg peso seco)	Remoción (%)
	Antes del experimento	Después del experimento		
Benceno				
Experimento 1	495	74.3	420.7	85
Experimento 2	150	24.5	125.5	84
Tolueno				
Experimento 1	460	85.6	374.4	81
Experimento 2	140	27	113	81
Etilbenceno				
Experimento 1	410	93.4	315.7	77

Experimento 2	120	29.6	90.4	75
Xileno				
Experimento 1	400	103.5	296.5	74
Experimento 2	120	33.2	86.8	72
Experimento con un 40 % de contenido de agua del suelo				
Benceno	495	61.4	455.6	88
Tolueno	460	72.2	387.8	84
Etilbenceno	410	85.6	324.4	79
Xileno	400	82	318	80

Tabla 4.9 Tasa constante de velocidad de agotamiento (k , día⁻¹) y la vida media ($t_{1/2}$, días) de los compuestos de ensayo en los experimentos de reducción

Componente	Experimento de agotamiento				Experimento de bioacumulación	
	Suelo cubierto		Suelo descubierto		k	$t_{1/2}$
	k	$t_{1/2}$	k	$t_{1/2}$		
Benceno	0.33	2.13	0.25	2.8	0.09	7.7
Tolueno	0.42	1.64	0.25	2.83	0.08	8.7
Etilbenceno	1.15	0.6	0.46	1.5	0.07	9.9
m-Xileno	0.48	1.45	0.33	2.08	0.07	10.7
o-Xileno	0.56	1.23	0.24	2.93	0.07	10.7

Fuente: Boonsaner, 2011

Para la eficacia de eliminación, las plantas *canna* podrían eliminar alrededor del 80% de BETEX en la zona en 21 días a 25 ° C en el orden de benceno>tolueno>Etilbenceno> xilenos. También se encontró que la eficiencia de eliminación de la *canna* en el suelo con contenido de agua 40% es un poco más alta que los que se encuentran en el suelo con contenido de agua 20%. Este resultado sugiere que el mayor contenido de agua del suelo mejoró la biodisponibilidad de los compuestos de ensayo en el suelo. Constantes de velocidad de agotamiento de los componentes BETEX en suelo a 31-33 ° C, con y sin protección contra la luz, eran mucho más altos que los encontrados en el experimento de bioacumulación a 25 ° C lo que indica que la volatilización, exposición a la luz y la temperatura ambiente y contenido del agua en el suelo debe ser tomado en cuenta para la fitorremediación.

4.6 Biorremediación

4.6.1 Barrera reactiva permeable y la tecnología de inmovilización de BETEX en agua subterránea contaminada

Al utilizar una barrera reactiva permeable (PRB) según Lin (2009) es una manera eficaz para remediar el agua subterránea contaminada BETEX. En este estudio, la primera capa diseñada en una PRB contiene un compuesto que liberando oxígeno, tenía la función de soporte para las actividades bacterianas. Para la descomposición de BETEX se investigaron en primer lugar mediante la introducción de *Methylibiumpetroleiphilum* (PM1) y un cultivo mixto que contiene las bacterias que degradan BETEX en el sistema de PRB. La degradación de BETEX (benceno, tolueno, etilbenceno y xileno) se efectúa mediante el uso de PRB integrada con la técnica de inmovilización innovadora con la utilización de alginato de alcohol de polivinilo-sodio.

De acuerdo con Lin (2009) los resultados revelaron que la prueba de degradación de tolueno había demostrado que el valor más adecuado para de la concentración inicial de biomasa para inmovilizar es de 26.7 mg l^{-1} y la tasa más alta de eliminación de tolueno fue de $12.4 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Cuando se expone a una alta concentración de tolueno, la eliminación por las células inmovilizadas es más efectiva que las células en suspensión. En condiciones de carga de BETEX, la integración PRB con la inmovilización de la bacteria *Pseudomonassp.*, había aumentado la eficiencia de eliminación de Benceno, Tolueno y Etilbenceno a 99,4, 98,2, y 97,5% en comparación con 49,2, 48,6, y 62,9%, respectivamente, en el caso de la no inmovilización. Sin embargo, la carga de BETEX.

4.7 Biodegradación

4.7.1 Reactor de Biopelículas

En los últimos años se alcanzaron los mayores avances en el área de tratamiento biológico de los efluentes a través de los procesos que utilizan las Biopelículas soportados sobre materiales en partículas inertes. De acuerdo con Ulson de Souza et al., 2008 y Xavier et al., 2003, la Biopelícula se puede definir como un conjunto de microorganismos y productos extracelulares que se adhieren a un soporte sólido, formando una capa voluminosa y gruesa, con una estructura externa que no es completamente uniforme y constante. Los compuestos se dispersan en la Biopelícula donde se consumen metabólicamente por los microorganismos y se degradan a CO_2 y agua (Amanullah et al., 1999).

Los biorreactores con Biopelícula, tienen como ventajas: una mayor concentración de biomasa retenida con mayor actividad metabólica; no hay ningún requisito para el lodo para volver al reactor biológico; coexistencia de actividad metabólica anóxica y aerobia dentro del mismo ecosistema biomasa; alta eficiencia en la eliminación de la DBO, la aplicación de una carga orgánica mayor; gran área de transferencia de masa entre las fases; instalaciones más compactas; mayor capacidad para tolerar contaminantes recalcitrantes y tóxicos, así como otras condiciones ambientales adversas, que en el proceso convencional (Guelli U. de Souza et al., 2008, Kryst y Karamanev de 2001, Massalha et al., 2007, Moce y Mata-Álvarez, 2002, Nardi et al., 2005, Odegaard et al., 1994 y Xavier et al., 2003).

Las condiciones operativas ideales para las plantas industriales destinadas a la biodegradación de compuestos bioquímicos se pueden predecir a través del modelado y simulación numérica de los fenómenos implicados, A fin de que la simulación numérica represente la realidad, los modelos matemáticos deben describir adecuadamente los fenómenos que intervienen en el proceso (Silva et al., 2005). Con el fin de comprender el proceso de utilización de la biomasa adherida, varios investigadores han desarrollado modelos para describir la transferencia de masa con reacción bioquímica y el crecimiento celular (Guelli U. de Souza et al., 2007a, Herzberg et al., 2005, Kim et al., 2005, Sterne, 1998, Madera y Whitaker, 2000 y Horn y Morgenroth, 2006).

Ulson de Souza et al., 2008 y Guelli U. de Souza et al., 2007 presentan el desarrollo de un modelo de una sola ecuación que describe el perfil de concentración del sustrato en un reactor de lecho fluidizado. En el desarrollo del modelo del volumen del método de promedios se utiliza para las diferentes escalas. Esta metodología se ha empleado en diferentes áreas para resolver los problemas relacionados con fenómenos de transporte en medios porosos: dispersión en la fase fluida, difusión interna y la reacción química en los poros y en la superficie del catalizador (Guelli U. de Souza y Whitaker, 2003), la dispersión y adsorción (Guelli U. de Souza y Whitaker, 2003, Borges da Silva et al., 2007 y Guelli U. de Souza et al., 2007b) y la reacción en la Biopelícula (Guelli U. de Souza et al. , 2007a y Wood y Whitaker, 2000).

Con el fin de predecir las condiciones de operación adecuadas para el proceso de biodegradación de compuestos BETEX en una columna con Biopelícula, utilizando carbón activado como el apoyo para la inmovilización de la biomasa, en un lecho fijo, un análisis de la sensibilidad paramétrica bajo un régimen permanente se llevó a cabo. Los parámetros estudiados incluyen: la longitud y el área del biorreactor, flujo de alimentación y concentración de la alimentación de los compuestos BETEX, y la porosidad del lecho.

En el estudio llevado a cabo por Mello (2007), la tasa de degradación de los compuestos de BETEX es mucho más alta que la tasa de degradación obtenido por Mohammed y Allayla (1997). Esto es debido a que la cantidad de biomasa presente en el biorreactor es mayor (valor medio de los biorreactores de 34,312 mg_{SSV}/L) cuando se compara con los valores reportados por Mohammed y Allayla (1997) (valor medio de 1.0 mg_{SSV}/L). Esta diferencia resulta del hecho de que el carbono activado tiene un área de superficie específica mayor (1.012 m²/g para las partículas con un diámetro medio de 5.8mm, de acuerdo con Guelli U. de Souza et al. (2008)) en comparación con la arena (menos de 0.1 m²/g para las partículas con un diámetro medio de 2mm, de acuerdo con Amanullah et al. (1999), el informo que cuanto mayor es la superficie específica del material de soporte, mayor es la eliminación de los compuestos, ya que para un cierto espesor de Biopelículas, el aumento de la superficie dará lugar a un aumento de la velocidad de reacción y la tasa de transferencia de masa. Los resultados para la degradación de los compuestos BETEX para un flujo de 230 mL/s, variando la concentración de la alimentación de 20 a 100 mg/L, se dan en la figura. 4.9

En el análisis de la concentración de la alimentación, se verificó que para una mayor concentración de la alimentación del compuesto se requiere un biorreactor más largo. Si se evalúan diferentes flujos incluso para una alta cantidad de biomasa en el biorreactor se requiere un tiempo de residencia mínimo para la biodegradación total de los compuestos BETEX. Cabe mencionar de igual manera, que cuando la porosidad es baja, hay una alta concentración de biomasa en la cama, lo que favorece el proceso de biodegradación de compuestos BETEX. En cuanto a la influencia del área de biorreactor, se puede concluir que es directamente proporcional a la cantidad de compuesto biodegradado (Muneron de Mello, 2010).

4.7.2 Consorcio microbiano aclimatado a la gasolina sin plomo

La contaminación por hidrocarburos de petróleo está muy extendida en el suelo, sedimentos, las aguas subterráneas y como un resultado de derrames accidentales de petróleo, fugas en los tanques de almacenamiento subterráneos, extracción de petróleo, y las operaciones de procesamiento, produciendo una carga ambiental significativo (USEPA, 2006 y USEPA, 2008). En los EUA, los niveles máximos de agua potable para los componentes individuales de BETEX son 0.005, 1.0, 0.7 y 10 mgL⁻¹, respectivamente (USEPA 2001). En México, las normas de salud ambiental aplicables a los sistemas de abastecimiento de agua tienen niveles máximos de BETEX de 0.01, 0.3, 0.7 y 0.5 mgL⁻¹, respectivamente (DOF 2000).

En el estudio realizado por Morlette-Chávez et. al. (2010), se evaluó la eficacia de la biodegradación de BETEX por un consorcio aclimatarse a la gasolina sin plomo y de las cepas bacterianas aisladas de ella. El consorcio degradada 95% de BETEX total y los siguientes géneros estaban presentes en el consorcio: *Pseudomonas*, *Shewanella*, *Burkholderia*, *Alcanivorax*, *Rhodococcus*, y *Bacillus*.

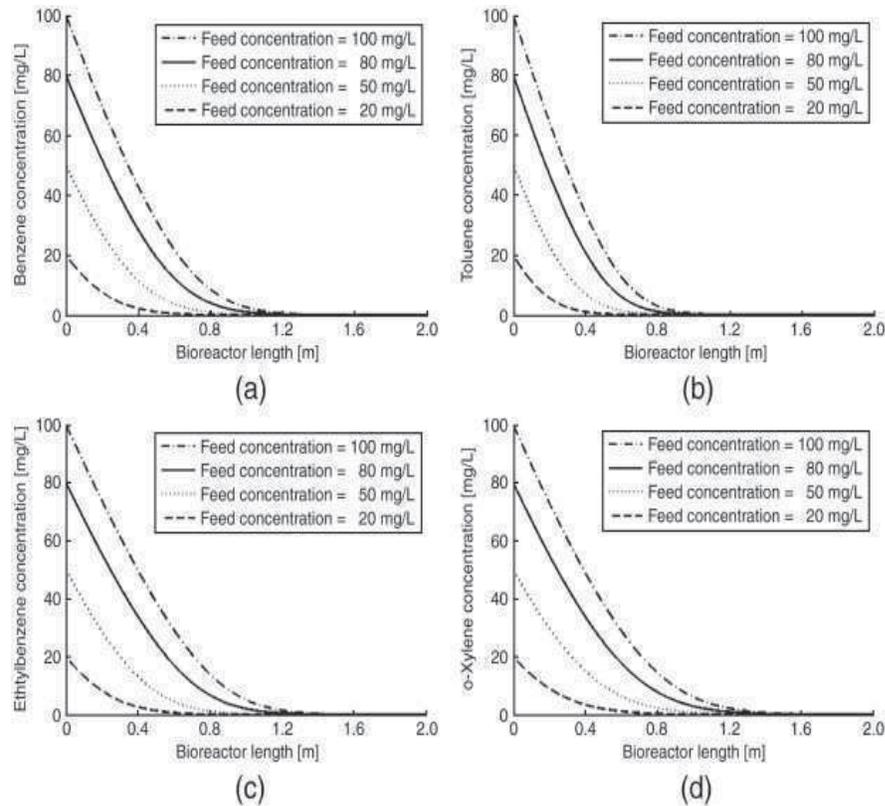


Figura 4.9 Perfil de concentraciones en el reactor de Biopelícula a diferentes concentraciones de alimentación, a) benceno, b) tolueno, c) etilbenceno d) o-xileno (Muneron de Mello, 2010)

Con el consorcio enriquecido de microorganismos aclimatados a la gasolina sin plomo, los BETEX'S lograron ser biodegradados al 95%, Estos resultados sugieren que las poblaciones bacterianas en el consorcio podrían competir por BETEX y pueden establecer asociaciones microbianas, lo que podría ayudar a protegerlos frente al pH adverso y las condiciones de temperatura, y los efectos tóxicos. La fuente original de aclimatación puede jugar un papel importante en la capacidad de un consorcio enriquecido de microorganismos aclimatados para biodegradar los compuestos de interés. Investigaciones previas demuestran que los BETEX puede ser degradado por consorcios aclimatado a ya sea en la

gasolina sin plomo o solo los BETEX, en mezcla con benceno (16-23%) como la más recalcitrante, seguido de orto-xileno (35-41%) y tolueno (57-69%), y etilbenceno (99%) dentro de 240 h (Acuña-Askar et al 2003). Del mismo modo, Deeb y Alvarez-Cohen (2000) informaron de que un consorcio y una cepa *Rhodococcus* derivan de un acuífero contaminado con gasolina biodegrada más de 80 mg l⁻¹ de los componentes individuales de BETEX dentro de 8 h.

Además, Otenio et al. (2005) demostraron que la cepa de *P. putida* biodegrada al tolueno a dos veces la tasa de xileno con la no eliminación significativa de benceno cuando se expone a 100 mgL⁻¹ de los componentes químicos individuales para BETEX 24 h.

4.7.3 Eliminación de BETEX por bacterias de los efluentes de la refinería de petróleo

La contaminación de aguas subterráneas con benceno, tolueno, etilbenceno y xileno (BETEX) ha ido en aumento, lo que requiere un desarrollo urgente de metodologías que son capaces de eliminar o reducir al mínimo los daños estos compuestos pueden causar al medio ambiente. El proceso de biodegradación utilizando microorganismos ha sido considerado como una tecnología eficaz para el tratamiento de lugares contaminados con hidrocarburos, ya que son capaces de biotransformar y/o biodegradar los contaminantes. Se evaluó la eficacia del proceso de biodegradación de microorganismos para reducir el daño genotóxico y mutagénico BETEX a través de dos sistemas de ensayo: células *Allium Cepa* y el cultivo de tejidos hepatoma (HTC). El proceso de biodegradación se realizó en un aparato de DBO Trak (HACH) durante 20 días, utilizando microorganismos previamente seleccionados a través del enriquecimiento. Aunque la biodegradación ocurre generalmente por un consorcio de diferentes microorganismos, el consorcio en este estudio estaba compuesta exclusivamente por cinco especies de bacterias y de la bacteria *Pseudomonas putida* se hace responsable de la biodegradación de BETEX. Los análisis químicos mostraron que los BETEX's se redujeron en las concentraciones de biodegradados. Los resultados obtenidos con ensayos de genotoxicidad, llevadas a cabo con células *A. cepa*, mostraron que el proceso de biodegradación fue capaz de disminuir los daños genotóxicos de BETEX. Mediante ensayos mutagénicos, se observó una disminución en el daño sólo a la cepa *Allium*. Aunque no se observó disminución de la mutagenicidad de células HTC, no se observó aumento de este efecto después de que el proceso de biodegradación. La aplicación de las bacterias pre-seleccionados en los procesos de biodegradación puede representar una herramienta fiable y eficaz en el tratamiento de agua contaminada con la mezcla

de BETEX. Por lo tanto, el efluente de la refinería de petróleo crudo podría ser una fuente de microorganismos para la biodegradación de hidrocarburos.

La capacidad de la degradación de BETEX de ciertos microorganismos se conoce desde 1908, cuando Stormer observó la capacidad de la bacteria *Bacillus hexabovorum* a crecer aeróbicamente en un medio que contiene tolueno y xileno. La capacidad de los microorganismos naturales en el suelo en la degradación de BETEX se demostró por primera vez por Gray y Thornton en 1928. Estos investigadores, de acuerdo con Gibson y Subramanian (1984) y Corseuil y Álvarez (1996), encontraron 245 especies de bacterias presentes en muestras de suelos no contaminados, de ellos fueron capaces de degradar hidrocarburos. Desde entonces, varios estudios se han llevado a cabo con el fin de averiguar los microorganismos eficientes para la degradación de BETEX, para que pudieran ser utilizados en la remediación ambiental para esta mezcla. Entre estos microorganismos, bacterias del género *Pseudomonas* son citados con frecuencia, tales como *Pseudomonas putida* (Ridgway et al., 1990, Lee et al., 1994, Otenio et al., 2005, Shim et al., 2005 y Lin et al., 2010), *Pseudomonas fluorescens* (Ridgway et al., 1990 y Shim et al., 2005), *Pseudomonas aureofaciens* (Dou et al., 2008), y *Pseudomonas aeruginosa* (Ridgway et al., 1990), además de otras bacterias como *Microbacterium lactuim*, *Bacillus cereus* (Dou et al., 2008), *Rhodococcus rhodochrous* (Deeb y Alvarez-Cohen, 1999) y los hongos *Cladophialophora rasp* (Prenafeta-Boldú et al., 2002).

Para ser eficaz, el producto obtenido en la descomposición después de biodegradación debe consistir en agua, de gas carbónico y de la biomasa (Duarte da Cunha y Leite, 2000). Sin embargo, varios estudios han informado de que la actividad microbiana puede convertir compuestos no tóxicos o de baja toxicidad en los potenciales tóxicos y, en muchos casos, los productos derivados de la biodegradación son reconocibles cancerígenos (Alexander, 1999), tales como hidrocarburos aromáticos policíclicos (Alexander et al., 2002) y los alquitranes de hulla (Bordelon et al., 2000 y Alexander et al., 2002). Por lo tanto, para evaluar la eficacia del proceso de biodegradación en el tratamiento de aguas subterráneas contaminadas con petróleo, se sugiere utilizar además de los análisis químicos, análisis biológicos mediante el uso de bioensayos una vez que proporcionan datos fiables y coherentes sobre los riesgos reales causadas por la acción de posibles metabolitos formados durante la biodegradación sobre los organismos (Reusser et al., 2002 y Plaza et al., 2005).

4.8 Comparación de los procesos biológicos y eficiencias de remoción de BETEX

Con base a los procesos anteriores descritos se podría analizar cada uno de los tratamientos y hacer una comparación como se muestra en la tabla 4.10 para saber cuándo podemos emplear algunos de ellos, dependiendo de la cantidad de BETEX alimentada y la eficiencia de remoción, deseada como se puede observar en la tabla los mejores procesos para tratar a los BETEX de acuerdo a su porcentaje de remoción son:

- ✚ Laguna aireada con lodos pre-acondicionados (99.9 %, Rodríguez, 2002)
- ✚ Biofiltro de aire de lecho de goteo controlado (98 y 80% (Dependiendo de la concentración, respectivamente), Hassan, 2009)
- ✚ Biorremediación (98%. Lin 2009)
- ✚ Biodegradación por un consorcio microbiano aclimatado a la gasolina sin plomo (95 %, Morlette-Chávez et. al. 2010)
- ✚ Reactor de Biopelículas (92%, Amanullah et. al., 1999)
- ✚ Filtro de composta-carbón activado (90%, Alsumaizar, 1996)

Como se puede apreciar por lo anterior, la remoción con estos métodos es adecuada, sin embargo, depende de la concentración del contaminante (en este caso los BETEX), el medio a emplear y en que medio se va a utilizar este tipo de tratamiento; ya sea en aire, agua o suelo se puede emplear algún tipo de tratamiento biológico descrito en esta tesis, sabiendo que cada uno cuenta con características propias desde los microorganismos empleados, como la concentración del contaminante así como ciertas condiciones de operación como la temperatura.

También como se puede observar en la tabla algunos procesos biológicos no son tan eficientes en la remoción de los BETEX, como el biofiltro de Vermiculita, a pesar de esto muestra una alternativa ecológica para el tratamiento. Como se mencionó al inicio de esta tesis el grupo de benceno, tolueno, etilbenceno y xileno son solventes ya sea en forma de líquida o en forma de gas altamente contaminantes y cuando no se puede evitar su uso en el proceso hay que buscar alguna manera de tratarlos y reducir sus emisiones, para no dañar al medio ambiente y fomentar el desarrollo sustentable.

Tabla 4.10 Tabla comparativa de condiciones de proceso para cada proceso biológicos y eficiencias de remoción de BETEX

Nombre del proceso	Composición Inicial de BETEX(ppm)	Medio Biológico empleado	Eficiencia de remoción (%)	Referencia
Laguna aireada con lodos pre-acondicionados	1775	Bacteria <i>Pseudomonas putida</i>	99.9	Rodríguez, (2002)
Reactor de Biopelículas	100	Biopelícula	92.5	Amanullah et. al., (1999).
Biofiltro de aire de lecho de goteo controlado	34.1 por hora	Lecho de lodos activados	98	Hassan, (2009)
	76,8 por hora	Lecho de lodos activados	80	
Biofiltro perlita	188	Biopelícula	62%	Mohammad et al. (2007)
Biofiltro para gases	303	<i>Penicillium</i> sp.	62%	Mohammad et al. (2007)
Biofiltro de Vermiculita	36 por hora	<i>Paecilomyces variotii</i>	27.8	García-Peña et al. (2008)
Filtro de composta-carbón activado	>200 ppm	Composta	90	Albumaizar (1996)
Fitorremediación de suelos	10-10,000 en el suelo	Planta <i>Canna x Generalis</i>	80	Church et al., 2001
	26.7	<i>Pseudomonas</i> sp.	98	Lin (2009)
Biodegradación por un consorcio microbiano aclimatado a la gasolina sin plomo	100	<i>Pseudomonas</i> , <i>Shewanella</i> , <i>Burkholderia</i> , <i>Alcanivorax</i> , <i>Rhodococcus</i> , y <i>Bacillus</i> .	95	Morlette-Chávez et. al. (2010)

Conclusiones

La información recopilada en cuanto a los procesos biológicos para el tratamiento de los residuos peligrosos, en particular al grupo de Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xileno (BETEX), consultando medios impresos y electrónicos, es basta, ya que en la investigación bibliográfica se encontraron tratamientos para agua, aire y suelo, sin embargo algunos procesos siguen en la etapa de desarrollo para su implementación a nivel industrial.

Se llevó a cabo una descripción de manera general de los procesos biológicos actuales para el tratamiento de los BETEX en agua, aire y o suelo, como son los biofiltros biodegradación, la biorremediación, etc. Se puede concluir que todas estas tecnologías son modernas ya que vivimos en una época donde se busca tratar y reducir las emisiones de los contaminantes, en este caso los BETEX

En cuanto a tratamiento biológicos se trata, no hay alguno que remuevan al 100% los BETEX, pero tienen una buena remoción en la mayoría de los casos. Por lo cual esta tesis se puede tomar como referencia para comenzar algún proyecto que quiera implementar algún tratamiento biológico antes descrito en alguna de las principales fuentes emisoras, tomando en cuenta que en el trabajo presentado se dan algunas condiciones de diseño así como condiciones de operación por lo que también se puede concluir que este tipo de tratamiento es ecológico y fomenta un desarrollo sustentable.

Al ser esta tesis de índole bibliográfico se puede concluir que es la base para aplicaciones posteriores, donde se requiera tratar a un residuo del grupo BETEX, considerando a los procesos biológicos como una alternativa, dado que en la mayoría de los casos que se encontraron al revisar más de cien referencias, este tipo tratamiento resulta viable y ayudan a mejorar las condiciones ambientales tanto en suelos, agua y aire, sin perjudicar a la naturaleza al no generar substancias nocivas para el medio ambiente.

Referencias

- 1) Abubackar, H.N., Veiga, M.C., Kennes, C., Biological conversion of carbon monoxide-rich syngas or waste gases to bioethanol. *Biofpr* 5, 2011
- 2) Abumaizar R., Smith E.H., Kocher W., Analytical model of a dual media biofilter for removal of organic air pollutants, *J. Environ. Eng.*, in press, 1996
- 3) Acuna-Askar, K., de la Torre-Torres, M.A., Guerrero-Muñoz, M.J., Garza Gonzalez, M.T., Chavez-Gomez, M.T., Rodriguez Sanchez, I.P., Barrera Saldaña, H.A. Biodegradation kinetics of BTE-OX and MTBE by a dieselgrown biomass. *Water Science Technology* 53, 2006
- 4) Amanullah, M., Farooq, S., Viswanathan, S. Modeling and simulation of a biofilter. *Industrial and Engineering Chemical Research* 38 (7), 1999.
- 5) Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Standard methods for the examination of water and wastewater, American Public Health Association, Washington D. C., 2005.
- 6) ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). Toxicological profile for benzene. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. 1997.
- 7) ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). Interaction Profile for Benzene, Toluene, Ethylbenzene and Xylene (BETEX). U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. 2004.
- 8) Bitton, G. *Wastewater Microbiology*, John Wiley & Sons, Florida, EUA, 2005
- 9) Boonsaner M., Borrirukwisitsak S, Boonsaner A. Phytoremediation of BETEX contaminated soil by *Canna_generalis*, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2011.
- 10) Briggs, G.G., Bromilow, R.H., Evan, A.A. Relationships between lipophilicity and root up take and translocation of non-ionized chemicals by barley. *Pestic. Sci.* 13, 1982.
- 11) Cammarota M.C. y Freire D.M. A review on hydrolytic enzymes in the treatment of wastewater with high oil and grease content. *Bioresour. Technol.* 97, 2006

- 12) Cárdenas, B., Revah, S., Hernández S., Martínez A., Gutiérrez, V. Tratamiento biológico de compuestos orgánicos volátiles de fuentes fijas. Instituto Nacional de Ecología, México, 2003
- 13) Castells, E. X. Procesos biológicos. La digestión anaerobia y el compostaje: Tratamiento y valorización energética de residuos. Primera Edición. Ediciones Díaz de Santos, Madrid, 2012
- 14) Castillo F., Biotecnología Ambiental. Primera Edición. Editorial Tébar. Madrid, 2005
- 15) Cheng, S., Xiao, J., Xiao, H., Zhang, L., Wu, Z. Technical note phytoremediation of triazophos by *Canna indica* Linn. In a hydroponic system. Int. J. Phytoremediation. 2011.
- 16) Christofolletti, D., Levy, C., Franceschi de Angelis, D., Marin-Morales M., BETEX biodegradation by bacteria from effluents of petroleum refinery. Science of the Total Environment. 2010
- 17) Church, P.E., Lyford, F.P., Clifford, S. Distribution of Volatile Organic Compounds in Sediments near Sutton Brook Disposal Area. Massachusetts. U.S. Geological Survey, Tewsbury, 2001.
- 18) Collins, C., Laturnus, F., Nepovim, A., Remediation of BETEX and trichloroethene. Environ. Sci. Pollut. Res. 9, 2002.
- 19) Corseuil HX, Alvarez PJJ. Natural bioremediation perspective for BTX contaminated groundwater in Brazil: effect of ethanol. Water SciTechnol 1996.
- 20) Cox, H.J., Desheusses, M. Effect of starvation on the performance and re acclimation of bio trickling filters for air pollution control. Environ. Sci. Technol. 36, 2002.
- 21) Crocker, B., Schnelle, K Air pollution control for stationary sources. In: Meyers, R.A. (Ed.), Encyclopedia of Environmental Analysis and Remediation. John Wiley and Sons, Inc., New York, 1998.
- 22) Cui, L., Ying Ouyang, Y, Lou, Q, Yang ,F. ,Chen, Y. ,Zhu , W. , Luo, S. Removal of nutrients from wastewater with *Canna indica* L. under different vertical-flow constructed wet land conditions. Ecol. Eng.36, ,2010.

- 23)**Daigger, G.T. Wastewater management in the 21st century. *Journal of Environmental Engineering* 133(7). 2007.
- 24)**Deeb RA, Alvarez-Cohen L. Temperature effects and substrate interactions during the aerobic biotransformation of BETEX mixtures by toluene-enriched consortia and *Rhodococcus rhodochrous*. *Biotech Bioeng* 1999.
- 25)**Deviny, J., Deshusses, M., Webster, T., *Biofiltration for Air Pollution Control*. CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 1999.
- 26)**Delhoménie, M., Heitz, M. Biofiltration of air: a review. *Crit. Rev. Biotechnol.* 2005.
- 27)**Díaz, M y Menéndez C. *Lagunas para el tratamiento de de aguas residuales*, Instituto Superior Politécnico “José Antonio Echeverría”, Habana, 2005
- 28)**Dirk-Faitakis, C., Allen, D.G. Biofiltration of cyclic air emissions of α -pinene at low and high frequencies. *J. Air Waste Manage.* 53, 2003.
- 29)**DOF, Diario Oficial de la Federación. Estados Unidos Mexicanos. Secretaría de Salud. Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA-1-1994. Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. 2000.
- 30)**Dou J, Liu X, Hu Z. Substrate interactions during anaerobic biodegradation of BETEX by the mixed cultures under nitrate reducing conditions. *J Hazard Mater* 2008
- 31)**Ferrer J. *Tratamiento biológicos de aguas residuales*. Primera Edición Alfaomega Grupo Editor, México D.F., 2008
- 32)**Fitch, M.W., England, E., Zhang, B., 1-Butanol removal from a contaminated airstream under continuous and diurnal loading conditions. *J. Air Waste Manage.* 52, 2002
- 33)**García-Peña, I., Ortiz, I., Hernández, S., Revah, S., Biofiltration of BETEX by the fungus *Paecilomyces variotii*. *Int. Biodeter. Biodegr.* 62, 2008.
- 34)**Garrido A., *Bioquímica Metabólica*. Primera Edición. Editorial Tébar. Madrid España. 2001

- 35)**Gibson DT, Subramanian V. Microbial degradation of aromatic hydrocarbons. In: Gibson DT, editor. Microbial degradation of organic compounds. New York: Marcel Dekker Inc; 1984
- 36)**Guelli U. de Souza, S.M.A., Peruzzo, L.C., Ulson de Souza, A.A., Numerical study of the adsorption of dyes from textile effluents. Applied Mathematical Modelling 32, 2008.
- 37)**Gupta A.B., Gupta S.K. Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm. Water Res. Vol. 35, 2001
- 38)**Haberl, R., Grego, S., Langergraber, G., Kadlec, R.H., Cicalini, A.-R., Dias, S.M., Novais, J.M., Aubert, S., Gerth, A., Thomas, H., Hebner, A., Constructed wetlands for the treatment of organic pollutants. J. Soils Sediments 3, 2003.
- 39)**Henry, J. y Heinke, G. Ingeniería Ambiental. Segunda Edición. Mexico: Person. 1999
- 40)**Horn, H., Morgenroth, E. Transport of oxygen, sodium chloride, and sodium nitrate in biofilms. Chemical Engineering Science 61 (5), 2006
- 41)**Instituto Nacional de Ecología. Fuentes de Contaminación en México [Fecha de consulta 12 de mayo de 2013]
<http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/372/fuentes.html>
- 42)**Instituto Nacional de Ecología, Dirección General de Materiales, Residuos y Actividades Riesgosas. Programa para la Minimización y Manejo Integral de residuos industriales peligrosos en México. 1996-2000.
- 43)**International Agency for Research on Cancer (IARC). Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, 1999
- 44)**Jiménez, B. E., La contaminación ambiental de en México, Editorial Limusa, México, 2001
- 45)**Kelly, W.R., Hornberger, G.M., Herman, J.S., Mills, A.L. Kinetics of BTX biodegradation and mineralization in batch and column systems. J. Contam. Hydrol. 23, 1996

- 46)**Kennes, C., Cox, H.H.J., Doddema, H.J., Harder, W. Design and performance of biofilters for the removal of alkylbenzene vapours. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 66, 1996
- 47)**Kennes, C., Veiga, M.C. Fungal biocatalysts in the biofiltration of VOC polluted air. *J. Biotechnol.* 113, 2004.
- 48)**Kryst, K., Karamanev, D.G., Aerobic phenol biodegradation in an inverse fluidized-bed biofilm reactor. *Industrial and Engineering Chemistry Research* 40 (23), 2001.
- 49)**Lee JY, Roh JR, Kim HS. Metabolic engineering of *Pseudomonas putida* for the simultaneous biodegradation of benzene, toluene, and p-xylene mixture. *BiotechnolBioeng* 1994.
- 50)**Lee, J.-Y., Choi, Y.-B., Kim, H.-S. Simultaneous biodegradation of toluene and p-xylene in a novel bioreactor: experimental results and mathematical analysis. *Biotechnol. Prog.* 9, 1994.
- 51)**Li, S., Zhang, K., Zhou, S., Zhang, L., Chen, Q., Use of dewatered municipal sludge on *Canna* growth in pot experiments with a barren clay soil. *Waste Manage.* 29, 2009.
- 52)**Lin, C.W., Cheng, Y.W., and Tsai, S.L.: Multisubstrate biodegradation kinetics of MTBE and BETEX mixtures by *pseudomonas aeruginosa*, *Process Biochem.* 42, 2007.
- 53)**Luna, V. M. Atlas de ciliados y otros microorganismos frecuentes en sistemas, UNAM, 2006
- 54)**Maliyekkal, S.M., Reneb, E.R., Philip, L., Swaminathan, T. Performance of BTX degraders under substrate versatility conditions. *J. Hazard. Mater.* 109, 2004
- 55)**Manahan, E. S. *Introducción Química Ambiental*. Primera Edición. Reverté. Barcelona 2007
- 56)**Marín, R. *Fisicoquímica y microbiología de los medios acuáticos*. Tratamiento y control de calidad de aguas. Primera Edición. Ediciones Díaz Santos, 2003.
- 57)**Martínez D., S. A. *Tratamiento de aguas residuales con Matlab*, Reverte, México, 2005

- 58)**Massalha, N., Basherr, S., Sabbah, I. Effect of adsorption and bead size of immobilized biomass on the rate of biodegradation of phenol at high concentration levels. *Industrial and Engineering Chemical Research* 46 (21), 2007.
- 59)**MDE, (Maryland Department of the Environment).BETEX. 2007.
- 60)**Moce, S., Mata-Alvarez, J.R. Utilization of SBR technology for wastewater treatment: an overview. *Industrial and Engineering Chemistry Research* 41 (23), 2002.
- 61)**Moe, W.M., Li, C. A design methodology for activated carbon load equalization systems applied to biofilters treating intermittent toluene loading. *Chem. Eng. J.* 113, 2005.
- 62)**Mohammed, N., Allayla, R.I. Modeling transport and biodegradation of BTX compounds in saturated sandy soil. *Journal of Hazardous Materials* 54 (3), 1997.
- 63)**Morgan, J., Revah, S., Noyola, A., *Malos olores en plantas de tratamiento de aguas residuales: su control a través de procesos biotecnológicos*, Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, Ciencia y conciencia compromiso nacional con el medio ambiente: memorias técnicas. México, D.F., FEMISCA, 2000
- 64)**Morlett-Chávez J., Ascacio-Martínez J., Rivas-Estillac A., Velázquez-Vadillo J. F., Haskins W., Barrera-Saldaña H. A., Acuña-Askarh K., Kinetics of BETEX biodegradation by a microbial consortium acclimatized to unleaded gasoline and bacterial strains isolated from it, *International Biodeterioration& Biodegradation*, 2010.
- 65)**Muneron de Mello. Biodegradation of BETEX compounds in a biofilm reactor— Modeling and simulation *Journal of Petroleum Science and Engineering* 70, 2010.
- 66)**Nabatilan, M.M., Harhad, A., Wolenski, P.R., Moe, W.M. Activated carbon load equalization of transient concentrations of gas-phase toluene: effect of gas flow rate during pollutant non-loading intervals. *Chem. Eng. J.* 157, , 2010.
- 67)**Narayanan, M., Tracy, J.C., Davis, L.C., Erickson, L.E. Modeling the fate of toluene in a chamber with alfa plants. 2 Numerical results and comparison study. 1998.

- 68)**Nardi, I.R., Ribeiro, R., Zaiat, M., Foresti, E. Anaerobic packed-bed reactor for bioremediation of gasoline-contaminated aquifers. *Process Biochemistry* 40 (2), 2005.
- 69)**O’Niell, W. L., Nzengung, V. A., In-situ bioremediation and phytoremediation of contaminated soils and water: three case studies. *Environ. Res. Eng. Manag.* 4, 2004
- 70)**Odegaard, H., Rusten, B., Westrum, T. A new moving bed biofilm reactor—applications and results. *Water Science and Technology* 29 (10–11), 1994.
- 71)**Oh, Y.S., Shareefdeen, Z., Baltzis, B.C., Bartha, R. Interactions between benzene, toluene, and p-xylene (BTX) during their biodegradation. *Biotechnol. Bioeng.* 44, 1994.
- 72)**Osorio F., Tratamiento de las aguas para la eliminación de microorganismos y agentes contaminantes, aplicación de procesos industriales a la reutilización de aguas residuales. Primera Edición. Ediciones Díaz Santos. Madrid, 2010.
- 73)**Otenio MH, Silva MTL, Marques MLO, Roseiro JC, Bidoia ED. Benzene, toluene and xylene biodegradation by *Pseudomonas putida* CCMI 852. *Braz J Microbiol*, 2005.
- 74)**Prasad, M.N.V., Freitas, H.M.O. Metal hyperaccumulation in plants—biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electron. J. Bio-technol.* 6(3), 2003
- 75)**Prenafeta-Boldú FX, Vervoort J, Grotenhuis JTC, van Groenestijn JW. Substrate interactions during the biodegradation of benzene, toluene, ethylbenzene, and xylene (BETEX) hydrocarbons by the fungus *Cladophialophora* sp. strain T1. *Appl Environ Microbiol.* 2002.
- 76)**Prenafeta-Boldu, F.X., Vervoort, J., Grotenhuis, J.T.C., van Groenestijn, J.W. Substrate interactions during the biodegradation of benzene, toluene, ethylbenzene, and xylene (BETEX) hydrocarbons by the fungus *Cladophialophora* sp. Strain T1. *Appl. Environ. Microbiol.* 68, 2002.
- 77)**Prenafeta-Boldu, F.X., Vervoort, J., Grotenhuis, J.T.C., van Groenestijn, J.W. Substrate interactions during the biodegradation of benzene, toluene, ethylbenzene, and xylene (BETEX) hydrocarbons by the fungus *Cladophialophora* sp. Strain T1. *Appl. Environ. Microbiol.* 68, 2002.

- 78)**Presidencia de la República, Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012, México 2007.
- 79)**Qi, B., Moe, W.M. Performance of low-pH biofilters treating a paint solvent mixture: continuous and intermittent loading. *J. Hazard. Mater.* 135, 2006.
- 80)**Ramalho R. S; Jiménez. Tratamiento de Aguas Residuales. Reverte, Barcelona, 1996
- 81)**República de Colombia Ministerio de Desarrollo Económico Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico, Reglamento Técnico del sector de agua potable y saneamiento básico (RAS), Bogotá, 2000
- 82)**Ridgway HF, Safarik J, Phipps D, Carl P, Clark D. Identification and catabolic activity of well-derived gasoline-degrading bacteria from a contaminated aquifer. *Appl Environ Microbiol* 1990
- 83)**Rich, G. "Waste treatment technologies: the choice is yours". *Pollut. Eng.* 1987
- 84)**Rigola, M., Tratamiento de aguas residuales: Aguas de proceso y residuales, Primera edición, Marcobo, Barcelona, 1990.
- 85)**Rodriguez, M. Remoción de compuestos aromáticos de las aguas residuales de un complejo petroquímico, Universidad Autónoma Metropolitana de Azcapotzalco, Departamento de Energía., México, 2002
- 86)**Ryan, J. A., Bell, R. M., Davidson, J. M., O'Connor, G.A. Plant up take of non-ionic organic chemicals from soils. *Chemosphere* 17, 1988.
- 87)**Sainz, J. A., Tecnologías para la sostenibilidad procesos y operaciones unitarias en depuración de aguas residuales, EOI Esc.Organiz.Industrial, 2005
- 88)**Schnoor, J.D. Phytoremediation, Technology Evaluation Report. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center. Pittsburgh, 1997.
- 89)**SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos y su Reglamento. 2002
- 90)**SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), Norma Oficial Mexicana NOM-052-ECOL- 1993, que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hace a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. 2008

- 91)**SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). Norma Oficial Mexicana NOM-087-SEMARNAT-SSA1-2002. Protección Ambiental-Salud Ambiental-Residuos Peligrosos Bilógico Infecciosos- Clasificación y Especificaciones de Manejo, 2003.
- 92)** SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). Norma Oficial Mexicana NOM-052- SEMARNAT-2005, que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos, 2006.
- 93)** SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). Programa de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2007-2012, 2007.
- 94)**SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2008-2012, 2008
- 95)**Seigneur, C., Adler, N., Thoeni, C., Stettler, M., Péringer, P., Holliger, C., Steady state and transient-state performance of a biotrickling filter treating chloro benzene-containing waste gas. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 65, 2004.
- 96)**Seigneur, C., Adler, N., Thoeni, C., Stettler, M., Péringer, P., Holliger, C. Steadystate and transient-state performance of a biotrickling filter treating chlorobenzene-containing waste gas. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 65,
- 97)**Shim H, Hwang B, Lee SS, Kong SH. Kinetics of BETEX biodegradation by a coculture of *Pseudomonas putida* and *Pseudomonas fluorescens* under hypoxic conditions. *Biodegradation* 2005; 2004.
- 98)**Shon H.K. y Vigneswaran S. Effluent Organic Matter (EfOM) in wastewater: constituents, effects, and treatment. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 36, 2006.
- 99)**Shun D. L., *Water and Wastewater Calculations Manual*, Editorial McGraw Hill, 2007
- 100)**Sorial, G.A., Smith, F.L., Suidan, M.T., Pandit, A., Biswas, P., Brenner, R.C. Evaluation of trickle bed air biofilter performance for BETEX removal. *J. Environ. Eng. – ASCE* 123, , 1997.
- 101)**Sparks, D. L., *Environmental Soil Chemistry*. Academic Press. China Translation & Printing Services Ltd., China. 2003.

- 102)** Tchobanoglous G., Burton F. L., Stensel H. D. Wastewater engineering: treatment and reuse. Metcalf & Eddy, Inc. McGraw-Hill, Boston, Estados Unidos. 2003
- 103)** Topp, E., Scheunert, I., Attar, A., Korte, F. Factors affecting the uptake of ¹⁴C-labeled organic chemicals by plants from soil. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 11, , 1986.
- 104)** Ulson de Souza, A.A., Brandão, H.L., Zamporlini, I.M., Soares, H.M., Guelli U. Souza, S.M. A., Application of a fluidized bed bioreactor for COD reduction in the textile industry effluents. *Resources, Conservation and Recycling* 52 (3), 2008.
- 105)** UN-Water (United Nations World Water Assessment Programme) United Nations World Water Development Report: Water, a Shared Responsibility. World Water Development Report Editors. 2006.
- 106)** USEPA, 2006. F.Y. Mid-year activity report to UST/LUST regional division directors, Regions 1e10. Office of Solid Waste and Emergency Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. 2006.
- 107)** USEPA, 2008. Water quality assessment and total maximum daily loads information. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 2008.
- 108)** Vidal G., Carvalho A., Mendez R. y Lema J. Influence of the content in fats and proteins on the anaerobic biodegradability of dairy wastewaters. *Bioresource Technol.* 2000
- 109)** Villaseñor C. J. Eliminación biológica de fósforo en aguas residuales urbanas (Tesis Volumen 122 de Tesis doctorales). Universidad de Castilla-La Mancha. 2001
- 110)** Wilson, P.C., Whitwell, T., Klaine, S.J. Phytotoxicity, up take, and distribution of [¹⁴C] simazine in *Canna hybrida* 'Yellow King Humbert'. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 1999.
- 111)** Wu, L-Qi., Cheng, S.-P., Yang, L.-H., Wu, Z.-B., 2007. Stress responses and resistance mechanism of *Canna Linn.* To cadmium and copper. *J. Agro-Environ. Sci.* 2007
- 112)** Xavier, J.B., Picioreanu, C., Almeida, J.S., Van Loosdrecht, M.C.M. Monitoring and modeling of structure of biofilms. *Boletim de Biotecnologia* 76, 2003.

ANEXO

BENCENO

ICSC: 0015

Mayo 2003

CAS: 71-43-2
 RTECS: CY1400000
 NU: 1114
 CE Índice Anexo I: 601-020-00-8
 CE / EINECS: 200-753-7

Ciclohexatrieno
 Benzol
 C_6H_6
 Masa molecular: 78.1



TIPO DE PELIGRO / EXPOSICIÓN	PELIGROS AGUDOS / SÍNTOMAS	PREVENCIÓN	PRIMEROS AUXILIOS / LUCHA CONTRA INCENDIOS
INCENDIO	Altamente inflamable.	Evitar las llamas, NO producir chispas y NO fumar.	Polvo, AFFF, espuma, dióxido de carbono
EXPLOSIÓN	Las mezclas vapor/aire son explosivas. Riesgo de incendio y explosión: véanse Peligros Químicos.	Sistema cerrado, ventilación, equipo eléctrico y de alumbrado a prueba de explosión. NO utilizar aire comprimido para llenar, vaciar o manipular. Utilícense herramientas manuales no generadoras de chispas. Evitar la generación de cargas electrostáticas (por ejemplo, mediante conexión a tierra).	En caso de incendio: mantener fríos los bidones y demás instalaciones rociando con agua.
EXPOSICIÓN		¡EVITAR TODO CONTACTO!	
Inhalación	Vértigo. Somnolencia. Dolor de cabeza. Náuseas. Jadeo. Convulsiones. Pérdida del conocimiento.	Ventilación, extracción localizada o protección respiratoria.	Aire limpio, reposo. Proporcionar asistencia médica.
Piel	PUEDA ABSORBERSE! Piel seca. Enrojecimiento. Dolor. (Además, véase Inhalación).	Guantes de protección. Traje de protección.	Quitar las ropas contaminadas. Aclarar la piel con agua abundante o ducharse. Proporcionar asistencia médica.
Ojos	Enrojecimiento. Dolor.	Pantalla facial, o protección ocular combinada con la protección respiratoria.	Enjuagar con agua abundante durante varios minutos (quitar las lentes de contacto si puede hacerse con facilidad), después proporcionar asistencia médica.
Ingestión	Dolor abdominal. Dolor de garganta. Vómitos. (para mayor información, véase Inhalación).	No comer, ni beber, ni fumar durante el trabajo.	Enjuagar la boca. NO provocar el vómito. Proporcionar asistencia médica.
DERRAMES Y FUGAS		ENVASADO Y ETIQUETADO	
Eliminar toda fuente de ignición. Recoger, en la medida de lo posible, el líquido que se derrama y el ya derramado en recipientes herméticos. Absorber el líquido residual en arena o absorbente inerte y trasladarlo a un lugar seguro. NO verterlo al alcantarillado. NO permitir que este producto químico se incorpore al ambiente. (Protección personal adicional: traje de protección completa incluyendo equipo autónomo de respiración).		No transportar con alimentos y piensos. Clasificación UE Símbolo: F, T R: 45-46-11-36/38-48/23/24/25-65 S: 53-45 Nota: E Clasificación NU Clasificación de Peligros NU: 3 Grupo de Envasado NU: II	
RESPUESTA DE EMERGENCIA		ALMACENAMIENTO	
Ficha de emergencia de transporte (Transport Emergency Card): TEC (R)-30S1114/30GF1-II Código NFPA: H 2; F 3; R 0;		A prueba de incendio. Separado de alimentos y piensos, oxidantes y halógenos.	

Preparada en el Contexto de Cooperación entre el IPCS y la Comisión Europea © CE, IPCS, 2005

IPCS
 International
 Programme on
 Chemical Safety



BENCENO

ICSC: 0015

DATOS IMPORTANTES

ESTADO FÍSICO; ASPECTO

Líquido incoloro, de olor característico.

PELIGROS FÍSICOS

El vapor es más denso que el aire y puede extenderse a ras del suelo; posible ignición en punto distante. Como resultado del flujo, agitación, etc., se pueden generar cargas electrostáticas.

PELIGROS QUÍMICOS

Reacciona violentamente con oxidantes, ácido nítrico, ácido sulfúrico y halógenos, originando peligro de incendio y explosión. Ataca plásticos y caucho.

LÍMITES DE EXPOSICIÓN

TLV: 0.5 ppm como TWA; 2.5 ppm como STEL; (piel); A1; BEI establecido (ACGIH 2004).

MAK: H;

Cancerígeno clase: 1; Mutágeno clase: 3A; (DFG 2004).

VÍAS DE EXPOSICIÓN

La sustancia se puede absorber por inhalación, a través de la piel y por ingestión.

RIESGO DE INHALACIÓN

Por evaporación de esta sustancia a 20°C se puede alcanzar muy rápidamente una concentración nociva en el aire.

EFFECTOS DE EXPOSICIÓN DE CORTA DURACIÓN

La sustancia irrita los ojos, la piel y el tracto respiratorio. La ingestión del líquido puede dar lugar a la aspiración del mismo por los pulmones y la consiguiente neumonitis química. La sustancia puede causar efectos en el sistema nervioso central, dando lugar a disminución de la consciencia. La exposición muy por encima del OEL puede producir pérdida del conocimiento y muerte.

EFFECTOS DE EXPOSICIÓN PROLONGADA O REPETIDA

El líquido desengrasa la piel. La sustancia puede afectar a la médula ósea y al sistema inmune, dando lugar a una disminución de células sanguíneas. Esta sustancia es carcinógena para los seres humanos.

PROPIEDADES FÍSICAS

Punto de ebullición: 80°C
 Punto de fusión: 6°C
 Densidad relativa (agua = 1): 0.88
 Solubilidad en agua, g/100 ml a 25°C: 0.18
 Presión de vapor, kPa a 20°C: 10
 Densidad relativa de vapor (aire = 1): 2.7

Densidad relativa de la mezcla vapor/aire a 20°C (aire = 1): 1.2
 Punto de inflamación: -11°C c.c.
 Temperatura de autoignición: 498°C
 Límites de explosividad, % en volumen en el aire: 1.2-8.0
 Coeficiente de reparto octanol/agua como log Pow: 2.13

DATOS AMBIENTALES

La sustancia es muy tóxica para los organismos acuáticos.

NOTAS

El consumo de bebidas alcohólicas aumenta el efecto nocivo. Está indicado examen médico periódico dependiendo del grado de exposición. La alerta por el olor es insuficiente. Esta ficha ha sido parcialmente actualizada en octubre de 2004: ver Clasificación UE.

INFORMACIÓN ADICIONAL

Límites de exposición profesional (INSHT 2011):

VLA-ED: 1 ppm; 3,25 mg/m³

C1A (Sustancia carcinogénica de categoría 1A). M1B (Sustancia mutagénica de categoría 1B).

Notas: vía dérmica. Es de aplicación el RD 1124/2000, por el que se modifica el RD 665/1997 de agentes cancerígenos. Esta sustancia tiene establecidas restricciones a la fabricación, comercialización o al uso especificadas en el Reglamento REACH.

VLB: 0,045 mg/g creatinina en orina de ácido S-Fenilmercaptúrico; 2 mg/L en orina de ácido t,t-Mucónico; 5 µg/L en sangre de benceno total.

NOTA LEGAL

Esta ficha contiene la opinión colectiva del Comité Internacional de Expertos del IPCS y es independiente de requisitos legales. Su posible uso no es responsabilidad de la CE, el IPCS, sus representantes o el INSHT, autor de la versión española.

Fichas Internacionales de Seguridad Química

TOLUENO		ICSC: 0078
		Octubre 2002
Metilbenceno Fenilmetano	Toluol	
CAS: 108-88-3	$C_6H_5CH_3$ / C_7H_8	
RTECS: XS5250000	Masa molecular: 92,1	
NU: 1294		
CE Índice Anexo I: 601-021-00-3		
CE / EINECS: 203-625-9		

TIPO DE PELIGRO / EXPOSICIÓN	PELIGROS AGUDOS / SÍNTOMAS	PREVENCIÓN	PRIMEROS AUXILIOS / LUCHA CONTRA INCENDIOS
INCENDIO	Altamente inflamable.	Evitar las llamas, NO producir chispas y NO fumar.	Polvo, AFFF, espuma, dióxido de carbono.
EXPLOSIÓN	Las mezclas vapor/aire son explosivas.	Sistema cerrado, ventilación, equipo eléctrico y de alumbrado a prueba de explosión. Evitar la generación de cargas electrostáticas (p. ej., mediante conexión a tierra). NO utilizar aire comprimido para llenar, vaciar o manipular. Utilícense herramientas manuales no generadoras de chispas.	En caso de incendio: mantener fríos los bidones y demás instalaciones rociando con agua.

EXPOSICIÓN		¡HIGIENE ESTRICTA! ¡EVITAR LA EXPOSICIÓN DE MUJERES (EMBARAZADAS)!	
Inhalación	Tos. Dolor de garganta. vértigo. Somnolencia. Dolor de cabeza. Náuseas. Pérdida del conocimiento.	Ventilación, extracción localizada o protección respiratoria.	Aire limpio, reposo. Proporcionar asistencia médica.
Piel	Piel seca. Enrojecimiento.	Guantes de protección.	Quitar las ropas contaminadas. Aclarar y lavar la piel con agua y jabón. Proporcionar asistencia médica.
Ojos	Enrojecimiento. Dolor.	Gafas ajustadas de seguridad	Enjuagar con agua abundante durante varios minutos (quitar las lentes de contacto si puede hacerse con facilidad), después proporcionar asistencia médica.
Ingestión	Sensación de quemazón. Dolor abdominal. (Ver Inhalación).	No comer, ni beber, ni fumar durante el trabajo.	Enjuagar la boca. NO provocar el vómito. Proporcionar asistencia médica.

DERRAMES Y FUGAS	ENVASADO Y ETIQUETADO
¡Evacuar la zona de peligro en caso de grandes derrames! Consultar a un experto en caso de grandes derrames. Eliminar toda fuente de ignición. Ventilar. Recoger el líquido procedente de la fuga en recipientes precintables. Absorber el líquido residual en arena o absorbente inerte y trasladarlo a un lugar seguro. NO verterlo en el alcantarillado. NO permitir que este producto químico se incorpore al ambiente. Protección personal: equipo autónomo de respiración en caso de grandes derrames.	Clasificación UE Símbolo: F, Xn R: 11-38-48/20-63-65-67 S: (2-)36/37-46-62 Clasificación NU Clasificación de Peligros NU: 3 Grupo de Envasado NU: II
RESPUESTA DE EMERGENCIA	ALMACENAMIENTO
Ficha de Emergencia de Transporte (Transport Emergency Card): TEC (R)-30S1294. Código NFPA: H2; F3; R0;	A prueba de incendio. Separado de oxidantes fuertes.

IPCS International Programme on Chemical Safety	 WHO	 ILO	 UNEP		 MINISTERIO DE TRABAJO E INMIGRACIÓN	 INSTITUTO NACIONAL DE SEGURIDAD E HIGIENE EN EL TRABAJO
Preparada en el Contexto de Cooperación entre el IPCS y la Comisión Europea © IPCS, CE 2003						

VÉASE INFORMACIÓN IMPORTANTE AL DORSO

Fichas Internacionales de Seguridad Química

TOLUENO**ICSC: 0078**

DATOS IMPORTANTES

ESTADO FÍSICO; ASPECTO:

Líquido incoloro, de olor característico.

PELIGROS FÍSICOS:

El vapor se mezcla bien con el aire, formándose fácilmente mezclas explosivas. Como resultado del flujo, agitación, etc., se pueden generar cargas electrostáticas.

PELIGROS QUÍMICOS:

Reacciona violentamente con oxidantes fuertes, originando peligro de incendio y explosión.

LÍMITES DE EXPOSICIÓN:

TLV: 50 ppm como TWA; (piel); A4 (no clasificable como cancerígeno humano); BEI establecido; (ACGIH 2004).
MAK: Riesgo para el embarazo: grupo C; (DFG 2004).
LEP UE: 192 mg/m³, 50 ppm como TWA; 384 mg/m³, 100 ppm como STEL (piel) (EU 2006).

VÍAS DE EXPOSICIÓN:

La sustancia se puede absorber por inhalación, a través de la piel y por ingestión.

RIESGO DE INHALACIÓN:

Por evaporación de esta sustancia a 20°C se puede alcanzar bastante rápidamente una concentración nociva en el aire.

EFFECTOS DE EXPOSICIÓN DE CORTA DURACIÓN:

La sustancia irrita los ojos y el tracto respiratorio. La sustancia puede afectar al sistema nervioso central. La ingestión del líquido puede dar lugar a la aspiración del mismo por los pulmones y a la consiguiente neumonitis química. La exposición a altas concentraciones puede producir arritmia cardíaca y pérdida del conocimiento.

EFFECTOS DE EXPOSICIÓN PROLONGADA O REPETIDA:

El líquido desengrasa la piel. La sustancia puede afectar a sistema nervioso central. La exposición a esta sustancia puede potenciar el daño auditivo causado por la exposición a ruido. La experimentación animal muestra que esta sustancia posiblemente cause efectos tóxicos en la reproducción humana.

PROPIEDADES FÍSICAS

Punto de ebullición: 111°C
Punto de fusión: -95°C
Densidad relativa (agua = 1): 0,87
Solubilidad en agua: ninguna
Presión de vapor, kPa a 25°C: 3,8
Densidad relativa de vapor (aire = 1): 3,1

Densidad relativa de la mezcla vapor/aire a 20°C (aire = 1): 1,01
Punto de inflamación: 4°C c.c.
Temperatura de autoignición: 480°C
Límites de explosividad, % en volumen en el aire: 1,1-7,1
Coeficiente de reparto octanol/agua como log Pow: 2,69

DATOS AMBIENTALES

La sustancia es tóxica para los organismos acuáticos.

NOTAS

Está indicado un examen médico periódico dependiendo del grado de exposición. El consumo de bebidas alcohólicas aumenta el efecto nocivo.

Esta ficha ha sido parcialmente actualizada en octubre de 2004: ver Clasificación UE, Respuesta de Emergencia, y en octubre de 2006: ver Límites de exposición.

INFORMACIÓN ADICIONAL

Límites de exposición profesional (INSHT 2011):

VLA-ED: 50 ppm; 192 mg/m³

VLA-EC: 100 ppm, 384 mg/m³

VLB: 0,5 mg/L en orina de o-cresol; 1,6 g/g creatinina en orina de ácido hipúrico; 0,05 mg/L en sangre.

Notas: vía dérmica. Esta sustancia tiene establecidas restricciones a la fabricación, comercialización o al uso especificadas en el Reglamento REACH.

Nota legal

Esta ficha contiene la opinión colectiva del Comité Internacional de Expertos del IPCS y es independiente de requisitos legales. Su posible uso no es responsabilidad de la CE, el IPCS, sus representantes o el INSHT, autor de la versión española.

ETILBENCENO

ICSC: 0268
 Noviembre 2007

CAS: 100-41-4 **Etilbenzol**
 RTECS: DA0700000 **Feniletano**
 NU: 1175 **EB**
 CE Índice Anexo I: 601-023-00-4 **C₈H₁₀/C₆H₅C₂H₅**
 CE / EINECS: 202-849-4 **Masa molecular: 106,2**



TIPO DE PELIGRO / EXPOSICIÓN	PELIGROS AGUDOS / SÍNTOMAS	PREVENCIÓN	PRIMEROS AUXILIOS / LUCHA CONTRA INCENDIOS
INCENDIO	Altamente inflamable.	Evitar las llamas, NO producir chispas y NO fumar.	Polvo. Espuma. Dióxido de carbono.
EXPLOSIÓN	Las mezclas vapor/aire son explosivas.	Sistema cerrado, ventilación, equipo eléctrico y de alumbrado a prueba de explosión. NO utilizar aire comprimido para llenar, vaciar o manipular.	En caso de incendio: mantener fríos los bidones y demás instalaciones rociando con agua.
EXPOSICIÓN		¡EVITAR LA FORMACIÓN DE NIEBLAS DEL PRODUCTO!	
Inhalación	Tos. Dolor de garganta. Vértigo. Somnolencia. Dolor de cabeza.	Ventilación, extracción localizada o protección respiratoria.	Aire limpio, reposo. Proporcionar asistencia médica.
Piel	Enrojecimiento.	Guantes de protección.	Quitar las ropas contaminadas. Aclarar y lavar la piel con agua y jabón.
Ojos	Enrojecimiento. Dolor.	Gafas ajustadas de seguridad	Enjuagar con agua abundante durante varios minutos (quitar las lentes de contacto si puede hacerse con facilidad), después proporcionar asistencia médica.
Ingestión	Sensación de quemazón en la garganta y el pecho. (Ver Inhalación).	No comer, ni beber, ni fumar durante el trabajo.	Enjuagar la boca. NO provocar el vómito. Proporcionar asistencia médica.

DERRAMES Y FUGAS	ENVASADO Y ETIQUETADO
Protección personal complementaria: filtro para gases y vapores orgánicos adaptado a la concentración de la sustancia en el aire. Ventilar. Recoger el líquido procedente de la fuga en recipientes tapados. Absorber el líquido residual en arena o absorbente inerte y trasladarlo a un lugar seguro. NO verterlo en el alcantarillado. NO permitir que este producto químico se incorpore al ambiente.	Clasificación UE Símbolo: F, Xn R: 11-20 S: (2-)16-24/25-29 Clasificación NU Clasificación de Peligros NU: 3 Grupo de Envasado NU: II Clasificación GHS Peligro Líquido y vapores muy inflamables. Puede ser nocivo en caso de ingestión. Nocivo si se inhala el vapor. Provoca una leve irritación ocular. Provoca irritación ocular. Susceptible de provocar cáncer. Puede provocar irritación respiratoria. Puede provocar somnolencia o vértigo. Puede ser nocivo en caso de ingestión y de penetración en la vías respiratorias. Tóxico para los organismos acuáticos.

RESPUESTA DE EMERGENCIA	ALMACENAMIENTO
Ficha de Emergencia de Transporte (Transport Emergency Card): TEC (R)-305 1135 o 30GF1- I+II Código NFPA: H2; F3; R0;	A prueba de incendio. Separado de oxidantes fuertes. Medidas para contener el efluente de extinción de incendios. Almacenar en un área sin acceso a desagües o alcantarillas.

Preparada en el Contexto de Cooperación entre el IPCS y la Comisión Europea © CE, IPCS, 2008

IPCS
 International Programme on Chemical Safety

ETILBENCENO

ICSC: 0268

DATOS IMPORTANTES

ESTADO FÍSICO; ASPECTO

Líquido incoloro, de olor aromático.

PELIGROS FÍSICOS

El vapor se mezcla bien con el aire, formándose fácilmente mezclas explosivas.

PELIGROS QUÍMICOS

Reacciona con oxidantes fuertes. Ataca al plástico y al caucho.

LÍMITES DE EXPOSICIÓNTLV: 100 ppm como TWA, 125 ppm como STEL; A3 (cancerígeno animal); BEI establecido; (ACGIH 2007).
EU OEL: 442 mg/m³ 100 ppm como TWA; 884 mg/m³ 200 ppm como STEL; (piel); (EU 2006).**VÍAS DE EXPOSICIÓN**

La sustancia se puede absorber por inhalación del vapor y por ingestión.

RIESGO DE INHALACIÓN

Por evaporación de esta sustancia a 20°C se puede alcanzar bastante lentamente una concentración nociva en el aire.

EFFECTOS DE EXPOSICIÓN DE CORTA DURACIÓN

La sustancia irrita los ojos, la piel y el tracto respiratorio. La ingestión del líquido puede dar lugar a la aspiración del mismo por los pulmones y a la consiguiente neumonitis química. La sustancia puede afectar al sistema nervioso central. La exposición por encima del OEL podría causar disminución del estado de alerta.

EFFECTOS DE EXPOSICIÓN PROLONGADA O REPETIDA

Esta sustancia es posiblemente carcinógena para los seres humanos. La sustancia puede afectar al riñón y al hígado, dando lugar a alteraciones funcionales. El contacto repetido con la piel puede causar sequedad y grietas.

PROPIEDADES FÍSICAS

Punto de ebullición: 136°C
Punto de fusión: -95°C
Densidad relativa (agua = 1): 0,9
Solubilidad en agua, g/100 ml a 20°C: 0,015
Presión de vapor, kPa a 20°C: 0,9
Densidad relativa de vapor (aire = 1): 3,7Densidad relativa de la mezcla vapor/aire a 20°C (aire = 1): 1,02
Punto de inflamación: 18°C c.c.
Temperatura de autoignición: 432°C
Límites de explosividad, % en volumen en el aire: 1,0-6,7
Coeficiente de reparto octanol/agua como log Pow: 3,1
Viscosidad, mm²/s a 25 °C: 0,6

DATOS AMBIENTALES

La sustancia es tóxica para los organismos acuáticos. Evítese de forma efectiva que el producto químico se incorpore al ambiente.

NOTAS

La alerta por el olor cuando se supera el límite de exposición es insuficiente.

INFORMACIÓN ADICIONAL

Límites de exposición profesional (INSHT 2011):

VLA-ED: 100 ppm; 441 mg/m³VLA-EC: 200 ppm; 884 mg/m³

Notas: vía dérmica

VLB: 700 mg/g creatinina en orina de suma del ácido mandélico y el ácido fenilgioxílico.

NOTA LEGAL

Esta ficha contiene la opinión colectiva del Comité Internacional de Expertos del IPCS y es independiente de requisitos legales. Su posible uso no es responsabilidad de la CE, el IPCS, sus representantes o el INSHT, autor de la versión española.

m-XILENO

ICSC: 0085

Marzo 2002

CAS: 108-38-3 meta-Xileno
 RTECS: ZE2275000 1,3-Dimetilbenceno
 NU: 1307 m-Xilol
 CE Índice Anexo I: 601-022-00-9 $C_6H_4(CH_3)_2 / C_8H_{10}$
 CE / EINECS: 203-576-3 Masa molecular: 106.2



TIPO DE PELIGRO / EXPOSICIÓN	PELIGROS AGUDOS / SÍNTOMAS	PREVENCIÓN	PRIMEROS AUXILIOS / LUCHA CONTRA INCENDIOS
INCENDIO	Inflamable.	Evitar las llamas, NO producir chispas y NO fumar.	Polvo, agua pulverizada, espuma, dióxido de carbono.
EXPLOSIÓN	Por encima de 27°C pueden formarse mezclas explosivas vapor/aire.	Por encima de 27°C, sistema cerrado, ventilación y equipo eléctrico a prueba de explosión. Evitar la generación de cargas electrostáticas (por ejemplo, mediante conexión a tierra).	En caso de incendio: mantener fríos los bidones y demás instalaciones rociando con agua.
EXPOSICIÓN		¡HIGIENE ESTRICTA!	
Inhalación	Vértigo. Somnolencia. Dolor de cabeza. Náuseas.	Ventilación, extracción localizada o protección respiratoria.	Aire limpio, reposo. Proporcionar asistencia médica.
Piel	Piel seca. Enrojecimiento.	Guantes de protección.	Quitar las ropas contaminadas. Aclarar y lavar la piel con agua y jabón.
Ojos	Enrojecimiento. Dolor.	Gafas de protección de seguridad.	Enjuagar con agua abundante durante varios minutos (quitar las lentes de contacto si puede hacerse con facilidad), después proporcionar asistencia médica.
Ingestión	Sensación de quemazón. Dolor abdominal (para mayor información, véase Inhalación).	No comer, ni beber, ni fumar durante el trabajo.	Enjuagar la boca. NO provocar el vómito. Proporcionar asistencia médica.
DERRAMES Y FUGAS		ENVASADO Y ETIQUETADO	
Ventilar. Eliminar toda fuente de ignición. Recoger, en la medida de lo posible, el líquido que se derrama y el ya derramado en recipientes herméticos. Absorber el líquido residual en arena o absorbente inerte y trasladarlo a un lugar seguro. NO permitir que este producto químico se incorpore al ambiente. (Protección personal complementaria: Filtro respiratorio para vapores orgánicos y gases).		Clasificación UE Símbolo: Xn R: 10-20/21-38 S: (2-)25 Nota: C Clasificación NU Clasificación de Peligros NU: 3 Grupo de Envasado NU: III	
RESPUESTA DE EMERGENCIA		ALMACENAMIENTO	
Código NFPA: H 2; F 3; R 0; Ficha de emergencia de transporte (Transport Emergency Card): TEC (R)-30S1307-III		A prueba de incendio. Separado de oxidantes fuertes y ácidos fuertes.	

Preparada en el Contexto de Cooperación entre el IPCS y la Comisión Europea © CE, IPCS, 2005

IPCS

International Programme on Chemical Safety



m-XILENO

ICSC: 0085

DATOS IMPORTANTES

ESTADO FÍSICO; ASPECTO

Líquido incoloro, de olor característico.

PELIGROS FÍSICOS

Como resultado del flujo, agitación, etc., se pueden generar cargas electrostáticas.

PELIGROS QUÍMICOS

Reacciona con ácidos fuertes y oxidantes fuertes.

LÍMITES DE EXPOSICIÓN

TLV: 100 ppm como TWA; 150 ppm como STEL; A4 BEI establecido (ACGIH 2001).

UE OEL: 50 ppm como TWA; 100 ppm como STEL; (piel) (EU 2000).

VÍAS DE EXPOSICIÓN

La sustancia se puede absorber por inhalación, a través de la piel y por ingestión.

RIESGO DE INHALACIÓN

Por evaporación de esta sustancia a 20°C se puede alcanzar bastante lentamente una concentración nociva en el aire.

EFFECTOS DE EXPOSICIÓN DE CORTA DURACIÓN

La sustancia irrita los ojos y la piel. La sustancia puede afectar al sistema nervioso central. La ingestión del líquido puede dar lugar a la aspiración del mismo por los pulmones y la consiguiente neumonitis química.

EFFECTOS DE EXPOSICIÓN PROLONGADA O REPETIDA

El líquido desengrasa la piel. La sustancia puede afectar al sistema nervioso central. La exposición a esta sustancia puede potenciar el daño auditivo causado por la exposición a ruido. La experimentación animal muestra que esta sustancia posiblemente cause efectos tóxicos en la reproducción humana.

PROPIEDADES FÍSICAS

Punto de ebullición: 139°C
 Punto de fusión: -48°C
 Densidad relativa (agua = 1): 0,86
 Solubilidad en agua: ninguna
 Presión de vapor, kPa a 20°C: 0,8
 Densidad relativa de vapor (aire = 1): 3,7

Densidad relativa de la mezcla vapor/aire a 20°C (aire = 1): 1,02
 Punto de inflamación: 27°C c.c.
 Temperatura de autoignición: 527°C
 Límites de explosividad, % en volumen en el aire: 1,1-7,0
 Coeficiente de reparto octanol/agua como log Pow: 3,20

DATOS AMBIENTALES

La sustancia es tóxica para los organismos acuáticos.

NOTAS

Está indicado examen médico periódico dependiendo del grado de exposición. Aplicar también las recomendaciones de esta ficha a xileno de grado técnico. Consultar también la ficha FISQ 0084 o-Xileno y FISQ 0086 p-Xileno. Esta ficha ha sido parcialmente actualizada en enero de 2008: ver Límites de exposición.

INFORMACIÓN ADICIONAL

Límites de exposición profesional (INSHT 2011):

VLA-ED: 50 ppm; 221 mg/m³VLA-EC: 100 ppm; 442 mg/m³

Notas: vía dérmica.

VLB: 1,5 mg/g creatinina en orina de ácidos metilhipúricos.

NOTA LEGAL

Esta ficha contiene la opinión colectiva del Comité Internacional de Expertos del IPCS y es independiente de requisitos legales. Su posible uso no es responsabilidad de la CE, el IPCS, sus representantes o el INSHT, autor de la versión española.